



TITLE:

廃木材の循環過程におけるリスク
及びその制御策(Dissertation_全文
)

AUTHOR(S):

浅利, 美鈴

CITATION:

浅利, 美鈴. 廃木材の循環過程におけるリスク及びその制御策. 京都大学
, 2004, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2004-09-24

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k11137>

RIGHT:

新制
工
1321

廃木材の循環過程におけるリスク及びその制御策

2004 年

浅利美鈴

廃木材の循環過程におけるリスク及びその制御策

2004 年

浅利美鈴

<目次>

第一章 序論	1
1.1 背景及び目的	1
1.2 構成	2
第二章 循環資源に対するリスク研究の展開について	3
2.1 はじめに	3
2.2 循環・廃棄のインテグレーションのための方法論	3
2.2.1 循環・廃棄のインテグレーションのための方法論	3
2.2.2 インテグレーション支援のための評価ツール	4
2.2.3 循環・廃棄のインテグレーションにおけるリスク研究	4
2.2.4 リスク同定・定量化のための具体的な手法	7
2.3 本研究のフレームワーク及びその特徴	10
2.3.1 フレームワークの概観及びその特徴	10
2.3.2 個々のステップの概説	12
第三章 廃木材の循環過程におけるリスク及びその制御策	16
3.1 はじめに	16
3.2 廃木材のキャラクタライゼーション	17
3.2.1 はじめに	17
3.2.2 廃木材の発生動態について	17
3.2.3 廃木材流へ流入する化学物質について	21
3.2.4 廃木材の循環過程について	36
3.2.5 廃木材循環過程におけるリスク制御に向けた取り組みの動向	42
3.2.6 研究対象の選択及び調査の設定	46
3.3 廃木材のリスクキャラクタライゼーション手法	53
3.3.1 はじめに	53
3.3.2 化学分析とバイオアッセイ	53
3.3.3 CALUX バイオアッセイについて	57
3.3.4 CALUX バイオアッセイの木質資源への適用	58
3.3.5 まとめ	60
3.4 廃木材の再使用	63
3.4.1 はじめに	63
3.4.2 市販廃枕木の性状調査	63
3.4.3 廃木材の再使用プロセスにおけるリスク解析	71
3.5 廃木材からの家畜敷料製造	82
3.5.1 はじめに	82
3.5.2 廃木材から製造した家畜敷料の性状調査	82
3.5.3 廃木材の敷料利用におけるリスク解析	90
3.5.4 廃木材循環過程におけるバイオアッセイ手法適用	103
3.6 廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造	107
3.6.1 はじめに	107
3.6.2 廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査	107
3.6.3 廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造におけるリスク解析及びライフサイクルインベントリ分析	118
3.7 おわりに	135
3.7.1 研究対象とした廃木材循環過程に対するリスク評価のまとめ	135
3.7.2 廃木材の循環・廃棄のインテグレーションに向けた今後の課題	137
第四章 結論及び今後の課題	139

第一章 序論

1.1 背景及び目的

《循環・廃棄のインテグレーション》

大量生産・大量消費の当然の結果とも考えられる大量廃棄は、量のみならず質の多様性を伴い、様々な形で社会問題化してきた。^{1,2)} それに対し、廃棄物減量化及び資源有効利用の観点から、「循環型社会の形成」がキーワードとなり、各所で循環型システム構築に向けた取り組みが進められている。しかし、循環型社会形成の初期にあつては、各主体間での具体的なシステム像の共有は十分とは言えず、達成に向けた技術的・制度的サポートは、多角的な評価の視点やバランスを欠いたものとならざるを得ないのが現状であろう。原因の一つに、循環・廃棄に対する階層対策への傾倒、特定の階層対策への固執が考えられる。これに対し、実際には階層対策の個々の役割と限界とを認識し、全体を総合的にデザインすべきであり、インテグレートされた循環・廃棄処理の考え方が重要になるとの示唆がある。³⁾ ここで、

- ・ 循環・廃棄に対する階層対策…減量，再使用，リサイクル，再生，処分の順で階層を設け，上位のオプションほど望ましいと考える廃棄物対策
- ・ インテグレートされた循環・廃棄処理…廃棄物への対策として，環境，エネルギー，経済，社会政策に関して十分な考慮を行いつつ，ヒトや環境の健康を保全するよう最適化されたシステムで，廃棄物に対する階層対策を少なくともひとつ以上含むもの

と定義される。³⁾

《リスク管理の視点》

循環・廃棄のインテグレーションに当たって、考慮すべき重要な視点と考えられるのが、リスク管理の視点であろう。

リスクという概念は、将来の望ましくない事象が発生する不確実さの程度及びその結果の大きさの程度を扱うものであり、⁴⁾ リスク管理では、不確実性を含みつつ、利用可能な情報のもとで、一定の結論を下していく経験を積み重ねてきた。⁵⁾ 従って、様々な点において不確実性をはらむ循環・廃棄システムを検討対象とするには、リスクという概念でのアプローチが適合すると考えられる。また、リスク管理において対象とするリスクの範囲は、ヒトの健康や身近な生態系への影響のみならず、資源保全性や地球気候変動性等を含めた地球環境保全性という枠組みにまで広げることができる。従って、局所的な健康・環境影響を基準値等と比較することによるリスク制御は勿論のこと、環境容量や持続可能性という制約の下で、地球環境影響を大局的に捉える手段としても有効と考えられる。

これら異なるスケールのリスクを同時に考慮に入れつつ、システムをインテグレートするためには、社会的合意の下での何らかの優先順位付けが必要となる。システム構築の初期に当たる現時点では、特に前者の局所的リスクを把握し、対処しておくことが肝要だと考えられる。その中でも、有害化学物質のヒトへの曝露に伴うヒト健康リスクは、第一に対象とすべきテーマの一つであろう。

《有害化学物質への曝露に伴うヒト健康リスク》

多種多様な素材や部品からなる製品には、様々な性状を持つ化学物質が含まれている。それらは使用後、循環・廃棄システムへ流入するが、現状では必ずしも素材や物質の特性や挙動が評価された上で、それに応じた適正な処理過程へ導かれている訳ではない。例えば、廃木材について循環・廃棄の階層性が処理ルート選択の判断基準とされている場合、階層の上位に位置する廃木材の再使用やリサイクルが優位に評価されることとなる。しかし、廃木材には木材保存剤で処理された木材が混入している可能性があり、場合によっては、それらに由来する物質が再使用過程やリサイクル処理過程において放出し、プロセス従事者やその周辺住民、そして再使用品やリサイクル品の使用者の健康へ影響を及ぼす可能性が考えられる。さらに、そのような場合に廃木材との因果関係が証明されたり、発癌性物質に対する実質安全用量（VSD：virtually safe dose）や非発癌物質に対する一日許容摂取量（ADI：acceptable daily intake）、または参照用量（RfD：reference dose）の超過が明らかになったりすると、社会問題となり、廃木材の循環システム全体が否定される事態にもなりかねない。従って、焼却等の処分により無害化しリスクを回避するという選択肢も含めたインテグレーションの視点が重要となってくる。

《本研究の目的》

以上のように、発生源や性状が多種多様であり、その使用後の運命（廃棄ルート、排出先、処

理過程)も様々である循環資源(※)を対象とするにあたっては、まず、資源循環過程における化学物質の特性や挙動を十分に整理し、システム構築に支障をきたしたり、社会的ダメージを与えたりする可能性の大きいリスクを洗い出す段階が必要だと考えられる。そして、そのようなリスクを管理するための社会的・工学的技術を備えながら、広義の環境リスクをも対象としてシステムインテグレーションを展開して行くことが、循環型社会を持続可能なあり方として位置づけるものと考ええる。

そこで本研究では、ヒト健康リスクと資源保全性、地球環境保全性全体を視野に入れたインテグレーションのための方法論の第一歩として、このように多くの種類の循環資源と多くの過程を対象としたときのリスク研究の展開方法を検討した。また、その事例研究として、廃木材を対象とした場合の現時点でのアプローチ及び成果を示した。

1.2.構成

第二章において、まず、循環・廃棄のインテグレーションに関するアプローチの動向、それを支援・構成する個別の評価ツール、その中でリスク研究の位置づけ及び動向を整理した。その上で、本研究の特徴を提示し、循環・廃棄過程におけるリスク研究の展開方法(フレームワーク)を概説した。

第三章においては、第二章で示した研究のフレームワークに従い、廃木材を対象とした場合のアプローチを事例研究として示した。具体的には、まず、2節において、廃木材資源のキャラクタライゼーションとして、情報収集・整理を行い、それを基に今回研究対象とする化学物質や循環過程、そして調査の展開方法を設定した。3節においては、その調査に用いる廃木材資源のリスクキャラクタライゼーション手法として、廃木材資源に含まれる対象化学物質(特にダイオキシン類)への化学分析とバイオアッセイ手法の適用を比較・検討した。4節、5節、6節においては、それぞれ、廃木材の再使用、廃木材からの家畜敷料製造、廃木材からの建設部材(パーティクルボード)製造、の循環過程ごとに、調査・研究を展開した。7節においては、これらの結果をまとめて現段階での結論を述べ、今後の課題及び研究の展開を検討した。

第四章においては、ケーススタディーの結果をまとめ、今後の研究を展望した。

備考(用語解説)

※ 排出されたものすべてを資源として捉え、リユース・リサイクルをするというメッセージを込めて作られた新しい言葉⁹⁾；循環・廃棄の階層性を意識させる解説であるが、ここではそのようなニュアンスは排除し、あらゆる潜在性を有しているという意味で使用する

第1章の参考文献

- 1) 高月紘, 酒井伸一: 有害廃棄物~クリーン, サイクル, コントロールの視点から~, 中央法規出版 (1993)
- 2) 酒井伸一: ゴミと化学物質. 岩波新書 (1998)
- 3) 酒井伸一, 森千里, 植田和弘, 大塚直: 循環型社会科学と政策, 有斐閣アルマ (2000)
- 4) 日本リスク研究学会: リスク学事典, TBS プリタニカ, 東京 (2000)
- 5) 土木学会環境システム委員会: 環境システムーその理念と基礎手法ー, 共立出版株式会社, 東京 (1998)
- 6) 環境省: <http://www.env.go.jp/recycle/index.html>

第二章 循環資源に対するリスク研究の展開について

2.1.はじめに

本章では、循環資源に対するリスク研究の動向について、その周辺情報を含めて整理した上で、本研究での展開方法を提示した。まず、2節において、循環・廃棄のインテグレーションに関するアプローチの動向、それを支援・構成する個別の評価ツール、その中でのリスク研究の位置づけ及び動向を整理した。そして、3節において、本研究で提示する循環・廃棄過程におけるリスク研究の展開方法及びその特徴を概説した。

2.2.循環・廃棄のインテグレーションのための方法論

2.2.1.循環・廃棄のインテグレーションのための方法論

《循環・廃棄政策の変遷》

第二次大戦後に公衆衛生学的視点から始まった日本の循環廃棄政策は、廃棄物の適正な安定化処理が主眼となっており、焼却処理を中心とした技術開発や施設立地が推進されてきた。しかし、1980年代になって「大量生産、大量消費」に知られる産業社会と消費社会の構造に起因して、廃棄物の発生が様々な形で社会問題化する局面を迎えた。このような流れを受け、1991年の改正廃棄物処理法、1993年の環境基本法においては、循環を基本原理とする指針が示されることとなった。その基本原理の下で各種取り組みを具現化するにあたっては、循環・廃棄の階層対策の考え方が基本認識となっている。これは、減量、再使用、リサイクル、再生、処分の順で階層を設け、上位のオプションほど望ましいと考える廃棄物対策のことである。

一方、この考え方によって、階層性（上流対策）への傾倒や単独の対策への固執を生み出している場面が少なくない。しかし、個々の階層対策には限界があり、また、対策による効果を評価する視点は多様であるため、バランスのとれた健全な循環型社会形成に向けては、このような傾向を克服する必要があるだろう。このような視点から、循環・廃棄のインテグレーションの議論が展開されている。¹⁻³⁾

《循環・廃棄のインテグレーション手法》

循環・廃棄のインテグレーションとは、環境、エネルギー、経済、社会政策に関して十分な考慮を行いつつ、ヒトや環境の健康を保全するよう最適化することであり、廃棄物に対する階層対策を少なくともひとつ以上含むものと定義される。更に、この循環・廃棄のインテグレーションの延長線上には、製品政策とのインテグレーションという大きな課題がある。その際、特に留意すべき点として、1)資源と経済社会から環境をめぐるマスマバランスの問題、2)議論を進めていく過程における市民参加のあり方に関する問題が挙げられている。³⁾これらの問題解決に向けては、対策の評価に資する良質な判断情報の蓄積が重要となるが、そのための個々の解析ツールについては、後述（2.2.2参照）する通り、示唆に富むものが多い。しかし、それらを用いてインテグレートする方法論は、まだ模索段階と考えられる。

《環境分野一般におけるインテグレーション手法の模索》

現在、このようなインテグレーションの方法論を模索する動きは、廃棄物対策のみならず、環境分野全般においても共通して活発になってきている。

例えば、環境システム研究においては、環境システムトータルの構図を的確につかみながら、同時に将来に向かっての行動を計画として提起していく総合化を次の研究展開の課題としている。このために注意すべき点として、1)科学的な環境政策システムとするため、環境指標を体系化し、使いやすい情報システムを構築すること、2)将来の見通しに関するシナリオライティングとそれに含まれる不確実性を把握し、分析結果の解釈の外側に出てしまう可能性の有無を確認しておくこと、3)分析の総合性を担保するための姿勢として、環境の機能評価と社会経済的評価の相関領域を重点的に分析評価すること、をあげている。⁴⁾この展開の先に、解析手法や評価指標等が異なる複数のシステム分析を、何らかの形で総合・統合する方法論が提示されれば、循環・廃棄を複合システムとして記述することにより、循環・廃棄のインテグレーションに資する情報が得られると考えられる。

また、環境政策決定・実施の場面においては、「戦略的環境アセスメント（SEA：Strategic Environmental Assessment）」の導入が求められ、一部試行されている。これは、従来、個別事業の実施（project）のみを対象としていた環境アセスメントを、それに先立つ政策（policy）、計画（plan）、

プログラム (program) の3つのPにまで拡大するものであり、その意義は、1)環境への配慮を意志決定に統合すること、2)事業実施段階での環境アセスメントの限界を補うことにありとされる。⁵⁾この導入方法には様々なパターンが考えられるが、例えば、事業アセスメントでは評価が困難であった複数の事業等を総合した計画や、累積的影響の評価を含めた計画がその対象に含まれる。これを循環・廃棄政策に導入することにより、インテグレーションのための政策決定が図れると考えられる。

2.2.2.インテグレーション支援のための評価ツール

《代表的な評価ツール》

先述の通り、個々の対策を評価するために、様々な解析ツールが開発・実用化されている。これが将来的に、インテグレーションのベースとなると考えられる。代表的なものとしては、ライフサイクルアセスメント (LCA: Life Cycle Assessment)、リスク評価 (RA: Risk Assessment)、比較リスク分析 (CRA: Comparative Risk Analysis)、フルコストアカウンティング、環境影響評価 (EIA: Environmental Impact Assessment)、マテリアルフロー解析 (MFA: Material Flow Analysis)、サブスタンスフロー解析 (SFA: Substance Flow Analysis)、便益費用分析 (BCA: Benefit-Cost Analysis)、廃棄物性状調査等が挙げられる。³⁻⁶⁾

《ライフサイクルアセスメント》

中でも、循環・廃棄分野における活用が多く見られる評価手法の一つがLCAである。これは、製品の原材料の採取から製造、使用及び処分に至る生涯 (すなわち、ゆりかごから墓場まで) を通しての環境側面及び潜在的影響を調査するものであり、考慮すべき概括的な環境影響の領域としては、資源利用、ヒトの健康及び生態系への影響が含まれる。⁷⁾循環・廃棄分野での事例において対象とされている廃棄物は、一般廃棄物全般から産業廃棄物、有機系廃棄物、製品系、建設廃棄物、プラスチック、焼却灰及び溶融スラグ、容器包装材と幅広い。しかし、それらの事例の評価項目は、温室効果ガスやエネルギー消費量が主流であり、有害物質等を扱ったものは少ないとの指摘がある。⁸⁾

《リスク評価》

LCAに対し、有害物質等による影響の精緻な評価のために多用されるのがRAである。リスクという概念は、将来の望ましくない事象が発生する不確実さの程度及びその結果の大きさの程度を扱うものであり、RAとは、社会的、また個人的に影響を及ぼす事柄について、ある選択や意思決定を行う際に伴うであろうマイナス要因とその実現可能性を、あらかじめ一定の論理性をもって予測・検討し、備えようとする科学とその手法と言われる。⁴⁾RAでは、不確実性を含みつつ、利用可能な情報のもとで、一定の結論を下していく経験を積み重ねてきた⁵⁾ため、様々な点において不確実性をはらむ循環・廃棄システムを検討対象とするには、適当なアプローチと考えられる。しかし、循環・廃棄分野は勿論のこと、一般的な環境分野においても、評価項目をヒトへの健康影響や生態系への影響以外に拡大した例は少なく、また、ライフサイクル全体にわたるリスクを総合的に扱ったものも少ない。⁹⁾

RAにおいては、評価対象を資源保全性や地球気候変動性を含めた地球環境保全性へと広げることにより、環境容量や持続可能性という制約の下で地球環境影響を大局的に捉えることができると考えられる。これを従来のヒト健康影響評価と併せ、異なるスケールのリスクを考慮に入れることにより、循環・廃棄のインテグレーションにおいても有効な手段として利用できると考え、本研究ではこの手法に着目している。そこで次に、そのリスク研究の動向及び具体的な定量評価手法等を整理する。

2.2.3.循環・廃棄のインテグレーションにおけるリスク研究

《リスク研究の変遷》

RAの定量化の基礎は16世紀に端を発し、公衆衛生、労働環境、地域環境汚染の問題をきっかけとして発展してきた。政府や経済組織の意思決定に用いられるようになったのは、RA手法の開発が進んだ1950年代である。¹⁰⁾その後、1990年代に入り、環境ホルモンのような新物質や地球環境問題のような複合・多経路曝露の問題がクローズアップされるに至って、RAの手法も大きな転機を迎えた。つまり、局所的な問題を個別に評価していたものが、より広域 (国際) 的で多様な問題を多角的・大局的に評価しなければならない場面がでてきたのである。

《リスク研究の位置づけ及び動向》

Hofstetter ら¹¹⁾は、環境政策決定及びリスク管理の変遷を整理し、1) 1960 年代後半～1980 年代半ば (end-of-pipe 技術で大気・水汚染問題に対処)、2) 1980 年代後半～1990 年代前半 (森林枯死や Bhopal, Schweizerhalle, Chernobyl での事故によるヒト・環境影響といった越境汚染の頻発)、3) 近年 (ごく低濃度の化学物質の検出・リスク等の理解の広がり)、の 3 つの時代に分けて、そこにおけるリスク分析の位置づけ・役割及び動向を論じている。その中で、第三の時代に当たる近年の動向については、前提として費用とリスクの両方を減らすことを目標としている時代であることを述べ、その上で、リスク管理のための比較可能な評価手法の必要性が認識され、end-of-pipe 技術での費用を削減するために源流対策 (汚染防止/インテグレートされた廃棄物処理) との連動が図られ、環境管理の道具や基準、経済手法が導入されてきたと特徴付けている。また、ここでは、代替案を比較するために有効なツールとして、LCA、プログラマティック比較リスク分析 (PCRA: Programmatic Comparative Risk Analysis)、代替案の相対的リスク分析 (CRAoA: Comparative Risk Analysis of Alternatives)、リスクトレードオフ分析 (RTA: Risk Tradeoff Analysis)、健康-健康分析 (HHA: Health-Health Analysis)、BCA、費用効率分析 (CEA: Cost-Effectiveness Analysis) を挙げている。

この低濃度化学物質へのリスク対策の時代に、他方で進められているのが循環型社会形成に向けた取り組みである。循環系におけるリスクとしては、1) 資源を循環利用することで回避可能なリスク (新規資源の開発に伴って発生するリスク)、2) 資源を循環利用することで新たに加わるリスク、3) 循環型社会システムへの合意形成が遅れることで社会システムとしての統合の遅延がもたらす各種リスク、に分類できるとされている。⁴⁾ここで、2) のリスクはまさに循環型社会形成において化学物質によってもたらされるリスクを含む。これに対しては、残留性有機汚染物質

(POPs: Persistent Organic Pollutants) に対する発生抑制、循環系との協調コントロール、環境サイクルコントロールの概念が基本的考え方となり得るとの主張がなされている。³⁾

《リスク評価とライフサイクルアセスメント》

このように、直面しているリスクや社会的背景が変化する中で、循環・廃棄を初めとする環境対策のインテグレーションに向けて注目を集めているのが RA と LCA との関係 (差異/共通点、今後の展開の可能性等) である。¹²⁾

ここで、本研究においては、RA 及び LCA を次のように定義する。

- ・ RA…特定のプロセス (事象) の負の影響を評価対象とし、図 2-1 に示す通り、1) 有害性判定、2) 曝露評価、3) 用量-反応評価、4) リスクの総合判定、という 4 つのステップからなるパラダイム¹³⁾を基本とする。
- ・ LCA…製品 (素材) のライフサイクルを通じた環境影響を評価対象とし、図 2-2 に示す通り、1) 目的と範囲の設定、2) ライフサイクルインベントリ分析、3) ライフサイクルインパクト評価 (LCIA: Life Cycle Impact Assessment)、4) 結果の解釈、5) 報告、6) クリティカルレビュー、という 6 つのステップからなるパラダイム⁷⁾を基本とする。

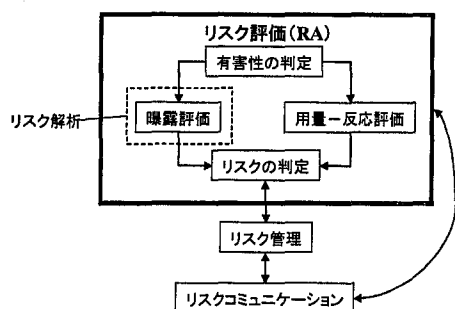


Fig. 2-1 RA の枠組み

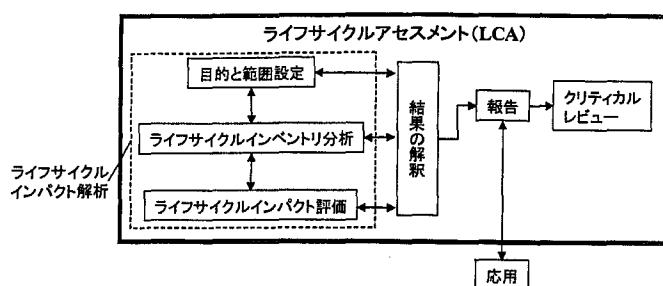


Fig.2-2 LCA の枠組み

また、本研究では、解析・分析 (analysis) とは、モデル等を用いて客観的な結果を導き出すプロセス、評価 (assessment) とは、その結果の解釈や判定を含めたプロセスと定義して用いた。

RA と LCA は異なる評価手法であるが、実質的にいくつかの領域を共有している。その特徴的

な点を表 2-1 に整理・比較した。^{10, 12, 14)}重要な違いとしては、1)RA ではリスク“許容性”の評価が目的なので、絶対値が基本要素となるが、LCA では線形的な挙動を仮定しているのも、結果を絶対値として扱うのは不適切であること、2)RA では限定された時間・場所において特定のシナリオに従った場合の有害エンドポイントに焦点を当てるが、LCA では異なる場所・時間における多くのサブシステムや影響発生を含み、その時間や場所を統合して評価していること、が挙げられる。¹⁰⁾一方で、RA と LCA が共有領域を多く有していることは明白であり、今後の展開として、その得失を補い、活かし合う形で連動することが期待されている。この連動は、1)RA を既存 LCA ツールの上に構築すること、2)LCA 概念を RA 手法に組み込むこと、のどちらかによって可能となる。この選択は、RA と LCA のどちらが部分集合なのかといった議論上ですべきではなく、価値ある情報提供のために互いに貢献しあうべきとの見解が示されている。¹²⁾

《リスク評価とライフサイクルアセスメントの連動》

Matthew ら¹⁵⁾は、RA を用いた毒性物質曝露の健康リスクのキャラクタライゼーション・定量化による重要な職業／一般健康曝露リスクの同定は、政策対応の形式化の第一ステップに過ぎず、どの対応がどこにも高リスクを生じることなく総リスクを低くできそうかを把握するためには、LCA を含むより幅広い枠組みが必要であることを述べている。そして、RA の LCA への組み込みについて検討している。課題は、LCA で求めた毒性物質等の環境放出インベントリーから、大気、水、食品等の周辺濃度、そして関連したリスクの相対量への推定・変換方法であるとし、それに対していくつかの具体的な変換方法を示している。また、実際に RA の枠組みを使って LCIA を行った事例も報告されている。¹⁶⁾いずれも議論・開発の余地があることをコメントしているが、このような試みは、インテグレーションのための方法論を模索する上で、貴重な事例となるだろう。

Table 2-1 RA と LCA の比較（文献^{10, 12, 14)}を基に整理）

	RA	LCA
目的	<ul style="list-style-type: none"> 製品やプロセス、活動、作用物、出来事に関わる有害さの可能性と重大性の推定 	<ul style="list-style-type: none"> 製品システムによって提供されるサービスとして定義される機能単位に関わる環境影響の評価
評価対象（単位）	<ul style="list-style-type: none"> 一般的に、よく定義された場所の単一プロセスから排出される個々の物質に着目する。 排出量はたいてい工場の総量で、単位や製造される製品当たりで表されることはない。 ※ 比較リスク分析（CRA）においてのみ、プロセス比較のため、LCA の“機能単位”の概念が選択肢となり得る。 	<ul style="list-style-type: none"> 単位は製品機能を用い、原則として、その中心機能に寄与する全プロセスを含むシステムと定義するのが典型的である。 このシステムの全プロセスからの排出量を価値付けし、時間と場所に依存した物質ごとの総排出量として積み上げ、結果は単位機能当たりのある物質の排出量の一覧表として表される。
排出物の影響評価	<ul style="list-style-type: none"> 毒性学的なリスクに焦点を当てるのが一般的である。 	<ul style="list-style-type: none"> 分析したシステムからの全排出物をカバーし、雨水・降水の酸性化、富栄養化、地球温暖化等といった他の影響タイプを含む。
評価結果の解釈・利用	<ul style="list-style-type: none"> 実際のリスクを算出し、許容値と比較することができる。 	<ul style="list-style-type: none"> 排出量データは時間と場所に依存し、機能単位に関連付けて得られるため、潜在的影響の相対的／比較上の評価が可能である（例えば、異なる製品システム間や異なる製品システムの部分間で）。
その他、オーバーラップしている基本領域	<ul style="list-style-type: none"> 特に毒性放出物に関しては、LCA と RA における影響評価手法は、類似性を示す構成ブロックに分けることができる。EUSES や CALTOX のような毒性放出物に関する LCIA の最新モデルを RA ツールとして適用するということも十分考えられる。 ヒト健康影響を、社会的に重大性のある基準へ集成すること 評価の重要側面下にある知的根拠や不確実性を特徴付けるためのアプローチの開発 いつ、どのように、問題定義、形成、分析、解釈に、有意義にステークホルダーを巻き込むかの決定 不確実性に直面したときに、行動及び研究の両方についての決断をどのように下すか 	

2.2.4. リスク同定・定量化のための具体的な手法

本研究で主眼をおく化学物質によるヒトへの健康影響に関する RA の枠組みは、図 2-1 に示す通り、1)有害性判定、2)曝露評価、3)用量-反応評価、4)リスクの総合判定、という 4 つのステップからなるパラダイム¹³⁾で表されることが一般的である。それぞれのステップでは、次のような作業が行われる。^{4, 17, 18)}

- 1) 有害性判定 (hazard identification) : ある事象 (化学物質への曝露) がある特定の健康影響を引き起こしているか否かを明らかにし、評価すべき問題 (シナリオ) を設定する。
- 2) 曝露評価 (exposure assessment) : ある化学物質へのヒトの曝露量を解析する。
- 3) 用量-反応評価 (dose-response assessment) : 曝露の大きさ (化学物質の量) と問題になっている健康影響の大きさ (発生確率) との関係を定量化する。
- 4) リスクの総合判定 (risk characterization) : 2)と3)の結果から、リスクの性質や大きさと頻度を、付随する不確実性と共に判定する。

近年、多数かつ多様な問題に対して、限られた資源と労力での確にニーズに応えることが求められ、この 4 ステップのパラダイムを基本としつつ、RA の一連のステップをより正確かつ合理的に行うためのアプローチ手法が構築されてきた。特に、第一のステップである 1)の有害性判定において、問題点の整理や評価戦略を重視する動きが見られる。そこで、まず一連のアプローチ手法及び有害性判定のステップについて、研究開発の動向を整理し、本研究で参考になりそうな具体的手法をいくつか取り上げた。また、2)の曝露評価及び3)の用量-反応評価は、定量化作業を含むステップであり、様々な手法が開発・導入されてきた。そこで、これらについても、一般化された手法や現在の動向を整理した。

2.2.4.1. RA のアプローチ手法及びそこにおける有害性判定手法

RA の 4 ステップのパラダイムを基本としつつ、評価対象や目的に応じた評価プロセスが構築され、中にはリスク管理の現場で実用化されているもの、またガイドライン化されているものもある。その代表的なものを具体例とともに表 2-2 に示す。^{18, 19, 24-26)}

Table 2-2 RA アプローチ手法の具体例^{18, 19, 24-26)}

分類例	概要	具体例
ランキングによる定性的アプローチ	化学物質の有害性と曝露の状況から定性的にリスクをランク分けする。優先順位をつけてリスク管理を行うといった使い方をする。	・ 日本化学工業協会：作業現場における健康リスク管理 ・ EU：リスクランキング手法 (EURAM : European Union risk Ranking Method)
段階的アプローチ	初期評価と詳細評価の二 (複数) 段階で評価を行う。初期評価で問題があった場合に詳細評価を行うのが一般的である。	・ OECD：生態リスク評価ガイドライン ・ EU：化学物質の登録・評価・許可 (REACH : Registration, Evaluation, and Authorization for Chemicals)
特定の問題に特化した複雑・詳細なアプローチ	複雑な事象に対して、その事象の評価に適した詳細なアプローチ手法が構築されている。それぞれ重点を置くポイントが異なる。	・ US EPA：農業に関する複合リスク評価プログラム ・ US EPA：集積リスク評価プログラム ・ US EPA：子供の自主的化学物質曝露評価プログラム

《EU における化学物質に関するリスク政策》

段階的アプローチの例としてあげた EU の化学物質の登録・評価・許可 (REACH : Registration, Evaluation, and Authorization for Chemicals) は、従来の EU における化学物質規制システムに変わる政策として提示されているものである。¹⁹⁾従来のシステムでは、図 2-3 に示す通り、新規化学物質と既存化学物質について別々の枠組みで対応してきた。しかし、1)ヒト健康及び環境を高度に保護すること、2)EU 内部市場と化学業界の競争力を効果的に機能させることを目的に、図 2-3 に示すような統合化した新たなシステムが提案されることとなった。

この新システムでは、まず『登録』の段階において、1 ton 以上の生産量を持つ全化学物質の登録 (情報入力) が求められる。この段階では、発癌・突然変異・生殖毒性 (CMR : carcinogenic, mutagenic, or toxic to reproduction) 物質及び POPs に分類される化学物質を、要所確認及びコンピューターによりスクリーニングする。次に、『評価』の段階において、100 ton 以上の生産量を持つ化学物質

(及び 100 ton 以下でも当局が必要と判断した化学物質) についてリスク評価を実施し、許可の是非を判断する。CMR 及び POP 化学物質等の懸念が大きい特定の物質については、最後の『許可』の段階において、規制当局が許可の是非や条件を判断する。ここでは、『登録』の段階が RA における有害性判定、そして段階的アプローチにおける初期評価に当たり、非常に重要な作業となる。しかし、現状では、CMR 及び POP 化学物質のスクリーニング技術はまだ十分とは言えない。また、CMR 及び POP 化学物質だけでなく、残留性・生物濃縮性・毒性 (PBT: persistent, bioaccumulative, and toxic) 物質や超残留性・超生物濃縮性 (VPVB: very persistent and very bioaccumulative) 物質への対応も求められる。これらについては、当局自身が課題としてあげ、さらなる研究の必要性について言及している。

この新しい政策に対しては様々な議論がある²⁰⁻²³⁾が、当局は次のような特徴(長所)をあげており、今後、議論を受けての変遷や、実際の導入による効果や問題点が注目される。

- ・ より関心(懸念)の大きい化学物質を対象にリスク評価ができる。
- ・ 統合化により政策決定時間を短縮でき、これまで未着手だった物質に対応できる。
- ・ 予防原則と結びついており、許容できないと早期に示唆された場合や規制措置が遅滞した場合には予防原則が適用される。
- ・ 全てのステークホルダーに対してシステムの透明化を図れる。

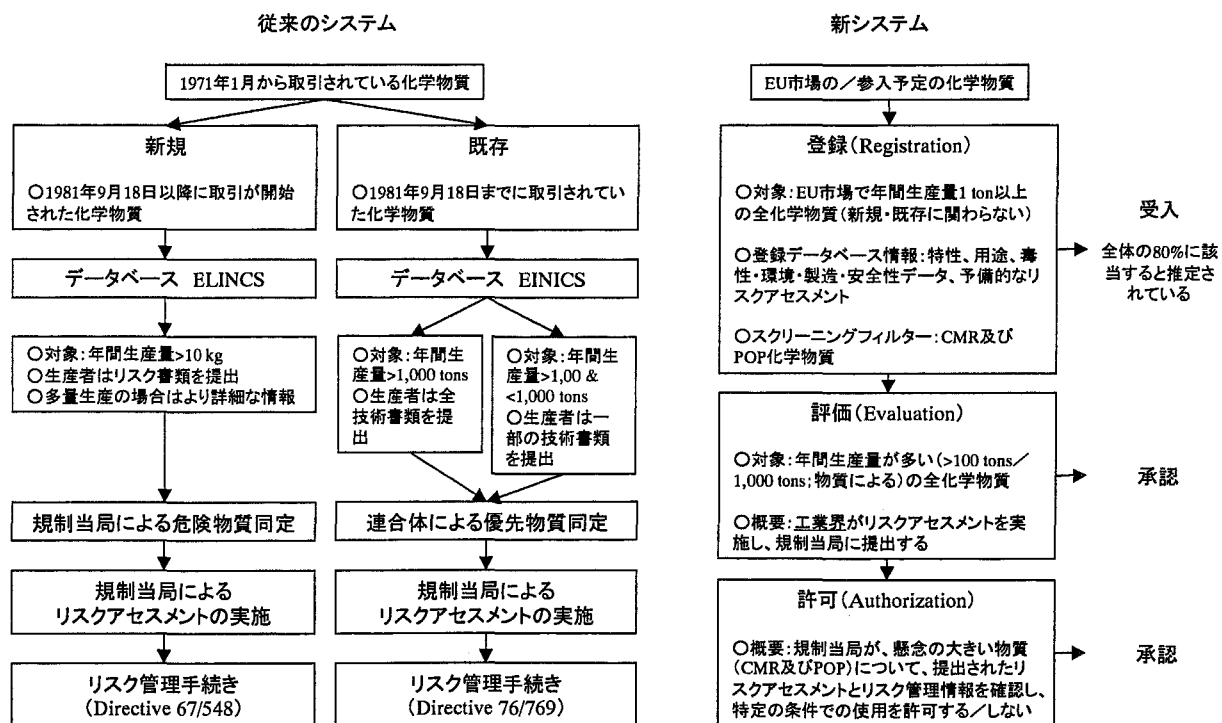


Fig. 2-3 EU の化学物質政策 (左: 従来のシステム/右: 新たに提案されているシステム)

《US EPA における各種リスク評価プログラム》

複雑な事象に対する詳細なアプローチの例としてあげた US EPA の3つの評価プログラムは、それぞれ特定の事象に特化したアプローチ手法が構築され、ガイドラインとして提示されている。それらのステップを図 2-4 に示す。^{18, 24-26)}いずれも、1 から 7 もしくは 8 ステップ目までが RA における有害性判定に当たるが、このステップにそれぞれの特徴が集約されていることがわかる。

複合リスク (aggregate risk) 評価²⁴⁾においては、単一物質ではあるが、環境中での道筋 (pathway) (食品・飲料水・居住等) と経路 (route) (経口・経気道・経皮等) に関して複数 (multi-pathway, multi-route) の曝露評価を実施する。多経路曝露シナリオの設定及びデータ処理、感度解析等を重視しているのが特徴的である。

集積リスク (cumulative risk) 評価²⁵⁾においては、単一物質への曝露だけでなく、作用機構が類似した複数の物質への曝露によるリスクをまとめて評価する。複数の物質を総括的なシナリオにまとめていく過程が特徴的である。

子供の自主的化学物質曝露リスク評価²⁶⁾においては、多様な曝露源を同定し、共通した曝露経路に統合してリスクを評価する。多様な情報源の中から、曝露源に関する情報を収集・整理し、曝露シナリオを絞り込んで行く過程が重要とされている。また、曝露評価（図中ではリスクアセスメントと表記）においては、段階的アプローチが採用されている。

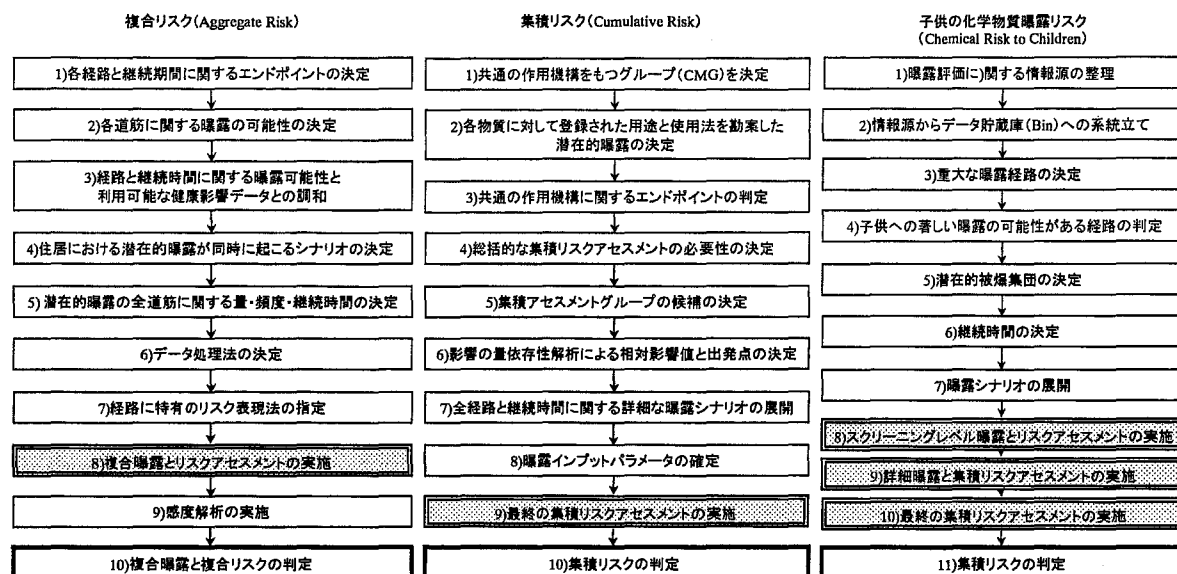


Fig. 2-4 US EPA の提示しているリスク評価ガイドラインの例

2.2.4.2. 曝露評価^{4, 17, 18)}

ヒトへの化学物質の曝露評価では、次のポイントにおける化学物質の濃度や挙動、及びポイント間の関係を定量的に記述する。

- 1) 発生源 (source)：発生する化学物質の種類、発生条件、発生量・頻度等
- 2) 発生源から対象までの道筋 (pathway)：環境媒体（大気、水、土壌等の相）中での挙動及びそれにより決定する媒体中での時間的・空間的存在量（濃度）
- 3) 対象との接触点 (route)：人体と接触する経路、体内に入った物質が対象臓器に到達するまでの体内挙動

最終的に、3)の対象との接触点のどの点での量的関係を曝露量とし、リスク判定に資するかに関しては、次の4つの用量に分類する考え方があり、用量-反応評価結果と比較が可能な用量を推定する必要がある。

- 1) 潜在用量：接触する経路（吸入空気、摂食食物、皮膚上付着物等）に含まれる化学物質質量
- 2) 適用用量：吸収境界（肺、消化管、皮膚等）に到達する吸収可能な化学物質質量
- 3) 体内用量：吸収境界を通過する化学物質質量
- 4) 到達用量：特定の器官、組織等に輸送される化学物質質量

曝露量の定量化には、次の3種類の手法がある。

- ・ 接触点測定法：曝露が発生している間の外部境界面での化学物質濃度を直接的に測定して曝露を推定する。
- ・ シナリオ評価法：曝露シナリオを仮定し、特定地点の媒体中の化学物質濃度を測定あるいはシミュレーション技法で間接的に決定し、リスク対象となる個人や集団を同定し、その曝露期間と濃度を推定する。
- ・ 再構築法：生物学的モニタリングにより体内用量を評価し、化学物質の吸収に関する情報をもとに潜在用量を推定する。

これらの手法には、それぞれ長所・短所があるが、改善のために、モンテカルロ法によるデータ分布や変動のシミュレートを試み、環境動態予測モデルや薬物動態学(PB-PK: Physiologically based pharmacokinetic)モデルの開発・適用、個人曝露モニターやバイオマーカーを用いた標的器官濃度推定手法の開発、ハザード比率や集団中影響人口比率といった考え方の適用等が進められている。

2.2.4.3.用量-反応評価^{4, 17, 18)}

用量-反応評価は、大きく、閾値がある場合とない場合（発癌性物質には閾値がないとするのが一般的）とにわけられる。有害性判定において、発癌が明らか／疑いがある物質の場合、US EPAにおいては全て発癌物質であり、閾値なしと判断するが、WHOや日本では発癌機構を検討し直接遺伝子障害をもたらさない発癌物質には閾値ありと判断する。

《閾値があると判断した物質の場合》

従来法では、動物試験データにおける無有害影響量（NOAEL：No Observed Adverse Effect Level）／無影響量（NOEL：No Observed Effect Level）／最小有害影響量（LOAEL：Lowest Observed Adverse Effect Level）／最小影響量（LOEL：Lowest Observed Effect Level）をもとにヒトの健康保護の目安を導くために種差と個体差への考慮から100倍の安全係数（Safety Factor）を適用して、ADIまたは一日耐容摂取量（TDI：Tolerable Daily Intake）（US EPAの場合はRfD/RfC）を求める。

この従来法の問題点としては、NOAEL等は判断に基づく値である、実験動物数が少ない場合はNOAELが大きくなる可能性がある、NOAELは実験的に試験された量に限定される、用量-反応関係の傾斜がほとんど役割を果たさない（試験データ中のある一用量を選択するため）、RfD/RfCは集団リスクを表すことができるが、リスクの大きさを表すことはできない、といった指摘がなされている。

これに対して、代替方法の一つとして、統計学的手法であるベンチマーク用量（BMD：benchmark dose）法が提唱されている。BMDはベンチマークレスポンス（バックグラウンドを越える特定レベルの反応）を生じる量の統計学的信頼限界上限値である。BMDはNOAELと異なり全ての用量-反応データから反応曲線に適合する数理モデルを用いて求めるため、用量-反応関係や実験の規模に関する情報を含んでいる。しかし、この手法も未完成である。また、その他の代替方法として蓄積性が高く分解しにくい物質については、動物とヒトにおける体負荷量（body burden）を比較し外挿する手法がとられる場合もある。

《閾値がないと判断した物質の場合》

従来法では、動物実験データからヒトのリスクを予測し、実験で行う高濃度曝露の結果から実際にヒトが曝露されるような低濃度への外挿を行う。この場合、低濃度領域への外挿のために、確率分布に基づくモデルや発癌機構に基づくモデル、時間を考慮したモデル、二段階発癌機構に基づくモデル等、様々な数学モデルが提唱されている。また、ヒトの疫学データからモデルを用いて外挿するケースもある。

この従来法の問題点としては、統計的・生体的有意差の問題、外挿における問題点、メカニズムに関連した問題点等が指摘されている。

これに対して、解析において、バイオアベイラビリティの検討やPB-PKモデルの適用、遺伝的多形性（genetic polymorphism）の検討等、キネティクス（体内動態）やダイナミクス（標的器官・分子との相互作用）についての考察を踏まえて、不確実性係数をより精密に評価しようとする動きが国際的にある。

2.3.本研究のフレームワーク及びその特徴

2.3.1.フレームワークの概観及びその特徴

本節では、本研究において提示するリスク研究のフレームワーク及びその特徴について整理する。

本研究では、

- 1) 多様な発生源、性状及び循環過程を有する循環資源（製品）を対象とし、
 - 2) 循環過程におけるシステムインテグレーションを念頭におき、
 - 3) その第一歩として、有害化学物質によるヒト健康リスクの評価を中心として、
- リスク研究の展開方法を提示する。この1)～3)が本研究の特徴とも言える。

研究のフレームワークを図2-5に示した。まず、研究対象とする化学物質や循環過程を絞り込むための初期調査として『多様な特性を整理』する。その情報を基に、次ステップにおいて、なんらかの基準で優先順位をつけ、複数の『研究対象や調査を選択・設定』する。研究対象が選択できたところで、それに対するリスクキャラクタライゼーション手法やリスク解析・モデル化手

法といった評価・解析のための『手法を検討・開発』する。そして、それらのツールを適用しながら、実際に個々のプロセス等での『フィールド調査』を行う。その調査結果等を用いて『リスク解析』を実施する。また、調査や解析の結果を受けて、必要もしくは可能な場合、『リスク制御策の検討』を行い、その成果を『リスク解析』で試算したり、『フィールド調査』で確認後、『リスク解析』に供するといったやりとりを行う。解析結果は、政策決定における判断材料として用いられることがあるが、研究としての枠組内では、『用量-反応評価』に基づくリスク基準値との比較等による一定の『評価・意思決定』の後に、更なる、もしくは新たな『リスク制御策の検討・開発』へとフィードバックすることが考えられる。

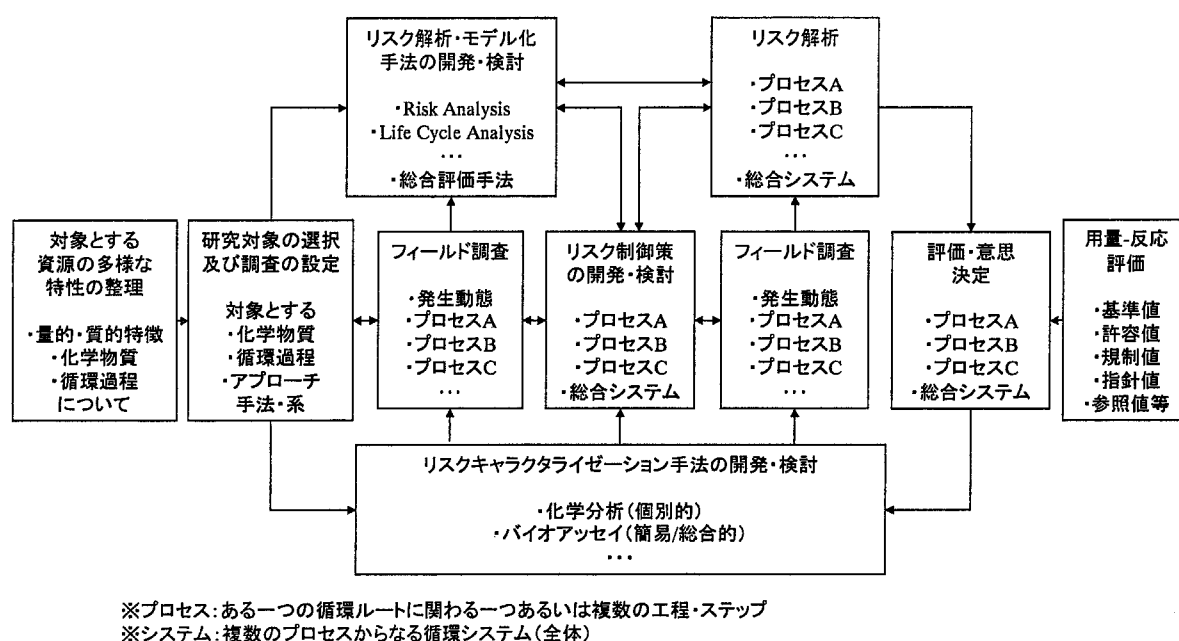


Fig. 2-5 循環資源に対するリスク研究の展開

ここで、本研究で提示するフレームワークの特徴を、先述の1)~3)に沿って整理しておく。
《多様な発生源、性状及び循環過程を有する循環資源を対象に》

本研究では、従来の一般的なRAのように、単一プロセスから排出される個々の物質のみを対象とするのではなく、発生源や性状が多様多様であり、その使用後の運命(廃棄ルート、排出先、処理過程)も様々である循環資源について、複数のプロセス及び物質を対象とする。このような不確実性を有する対象へのアプローチに当たっては、丁寧かつ多角的に、特性(潜在性)を整理する必要がある。そこで研究展開の初期に、『対象とする資源の多様な特性の整理』というステップを設けている。これは、研究開始当初だけでなく、随時見直し、情報や認識を更新すべき部分である。

《循環過程におけるシステムインテグレーションを念頭に》

先述の通り、循環・廃棄については、階層対策の考え方が基本認識となっているが、本研究では、循環過程におけるシステムインテグレーションを念頭において研究を展開する。つまり、階層性に固執することなく、環境、エネルギー、経済、社会政策に関して十分な考慮を行いつつ、大局的な視点で研究対象・範囲を選択する。そのために、『研究対象の選択及び調査範囲の設定』というステップを設けている。

現在のシステム構築状況や入手可能な情報、解析ツールの開発状況では、まだ地球環境保全性全体を視野に入れたインテグレーションのためのアプローチを論ずることはできないが、将来的には広義の環境リスクの評価手法へと展開していくことを前提としている。

《第一歩として、有害化学物質によるヒト健康リスクの評価を中心に》

循環・廃棄においては、LCAにより、循環資源の利用による環境負荷低減効果を評価する事例

が多いが、本研究では、インテグレーションの第一歩として、有害化学物質によるヒト健康リスクの評価を中心に展開する。これは、システム初期・移行期に当たる現時点では、システム構築に支障をきたしたり、社会的ダメージを与えたりする可能性の大きいリスク（ヒト健康に係る労働・生活環境リスク、因果関係の明確なリスク、社会的不安の元凶となるリスク等）を洗い出し、回避することが肝要と考えられるからである。そこで今回は、『リスク解析』として、有害化学物質のヒトへの曝露に伴うヒト健康リスクを評価することを中核とし、また『評価・意思決定』として、回避すべきか否かの判定を行うステップを設けた。

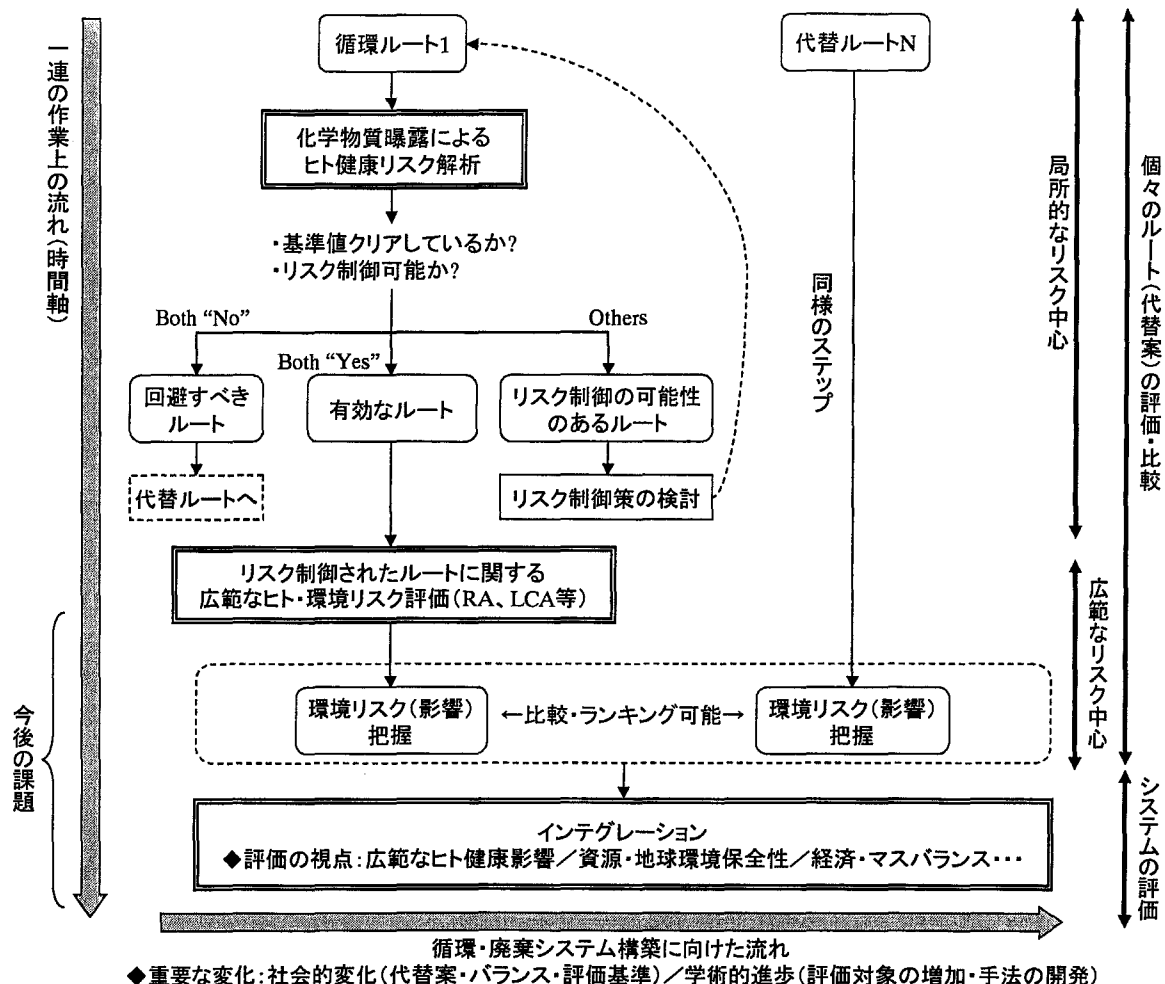


Fig. 2-6 循環・廃棄のインテグレーションに向けた研究の展開（本研究を第一歩として）

なお、第一歩以降のアプローチについては、図 2-6 に示すように、LCA の導入や複数の選択肢の比較等により、環境や社会的制約下でシステム最適化を図ることを想定している。縦方向の流れについては、評価する影響範囲として、本研究で取り組んだ局所的なリスク評価から、より広範なリスク評価への展開を考え、今後の課題としている。横方向の流れについては、評価する代替案（循環ルート等）として、より多様な複数の代替案を比較評価することにより、システム全体をインテグレートすることを考えている。これには、時間経過とともに評価対象を増やしていけるだけでなく、社会的背景により代替案そのものやそれを評価する価値基準等が変化する場合、学術的進歩により解析ツール等が発展する可能性も考えられ、それらの状況を見極めながらより適切な評価・選択を行うことができるだろう。

2.3.2. 個々のステップの概説

次に、簡単に個々のステップについて説明を加える。

《対象とする資源の多様な特性の整理》

まず、研究を始めるに当たっては、文献レビューやデータベース等からの情報収集により、対

象とする循環資源の特徴を量的・質的な視点から把握し、整理しておく必要がある。また、この際に化学性状や循環過程についても情報収集し、循環過程において注目（トレース）すべき化学物質やその潜在的流入ポイント・汚染経路等を押さえておく。これは、対象資源の量的・質的な特徴や重要性を、他資源と大局的に比較する作業を含み、これにより対象資源の循環システムのあり方や、その中における各化学物質の制御策や循環過程のインテグレーションを想定することができる。ただし、情報は必ずしも十分に入手可能な状態ではなく、研究を進める過程で随時追加・修正し、認識を改める必要があることは言うまでもない。なお、これらの情報は、図 3.2.4-2（木質資源の循環過程洗い出しの例）のようにアウトプットしておく、次の研究対象選択ステップにおいて、理解・判断を助ける。

《研究対象の選択及び調査の設定》

次に、前ステップの基礎情報に基づいて、各化学物質や各循環過程について評価し、研究対象とすべき化学物質や循環過程を選択する。いずれも、対象資源に関するインテグレーションに資する知見を得るため、幅広い選択肢から、多角的な視点で、複数選択する。それぞれの判断基準としては、表 2-3 に例示するような視点が重要と考えられる。

選択した対象循環過程における対象化学物質に関するリスク研究の展開に当たっては、その選択理由を十分に反映できるような研究アプローチ手法を組まねばならない。つまり、解析によって明らかにしたいことを念頭においた上で、フィールド調査の系やそこにおけるリスクキャラクタライゼーション手法、その後の解析手法までの組み合わせを検討する必要がある。例えば、生態系への影響をエンドポイントとして RA を進める場合、評価対象とする生態系やそれへの外挿が可能なフィールドを確保し、生物学的分析・検出法（BDMs：bioanalytical detection methods）や化学分析手法を用いて対象物質の存在・検出量を把握し、得られたデータを用いて RA を行い、生態学的有害度を決定するというような一連の流れを描くこととなる。

Table 2-3 研究対象の選択における判断基準例

	判断基準例
化学物質	<ul style="list-style-type: none"> ・対象資源に特徴的である。 ・潜在的に質的・量的有害性が高いと考えられる。 ・他の物質と異なる特徴を持ち、異なる制御策が必要となる可能性がある。 ・一般的な規制対象物質（POPs や重金属類等）である。 ・リスクキャラクタライゼーション手法（分析・検定）が確立されている／開発の余地がある。
循環過程	<ul style="list-style-type: none"> ・対象資源に特徴的である。 ・潜在的に質的・量的有効性が高いと考えられる。 ・他の過程と異なる特徴を持ち、インテグレーションの一選択肢となり得る。 ・有害化学物質の高濃度域（ホットスポット）を有する。 ・ヒトの曝露に近いポイント（食物連鎖、日常生活環境、労働環境）を有する。 ・有害化学物質の生成系となり得るプロセスを有する。 ・調査フィールドが確保されている／可能性がある。

《フィールド調査》

調査フィールドの確保できる対象については、それぞれの調査を実施する。これは、客観的なリスクキャラクタライゼーション手法により一次データを取得するというプロセスであり、研究の中核をなす。また、実際のフィールドを観察・体験して、リスクの所在やレベル等を感覚的に捉えるという点においても、重要な意味を持つと考えられる。

《リスク解析・モデル化手法の開発・検討》

リスク解析・モデル化手法には、前節の通り様々な選択肢があり、目的にあった解析手法を選択する必要がある。今回はリスク解析及びライフサイクルインベントリ分析を用いた。また、今後の課題としては、それらの解析結果を統合評価する手法の開発が求められる。

《リスクキャラクタライゼーション手法の開発・検討》

対象資源に含まれる対象物質群のリスクキャラクタライゼーションには、化学分析により個々の物質の含有量を定量化する手法や、BDMs により個々あるいは混合物質の含有量やその作用量を定量化する手法がある。これを、定量化目的に応じて利用することになるが、特異性の高い資源の場合、物質や媒体に適応した前処理方法や検出方法を開発することも考えられる。

《リスク解析》

フィールド調査において得られた一次データや収集した情報を用いて、リスク解析を行う。今回は個々のプロセスを評価し、手法開発と同じく、統合評価は今後の課題とした。

《用量-反応評価》

リスク評価・意思決定において定量評価の基準となる値を設定（整理）する。基本的には、発癌／非発癌リスクに対する基準値、つまり VSD/ADI, TDI, もしくは RfD として設定された値を用いる。また、場合によってはその他の基準値や許容値、指針値等を用いる。それらが入手できないものについては、既存研究で報告された実測値（最高・最小・平均レベル）を参照値とする。

《リスク評価・意思決定》

対象プロセスのリスク解析結果に対して、回避すべきか否かの判定を行う。このステップは、リスク解析と連動し、RA の一環と捉えられるが、今後意思決定プロセスへの市民参加等が求められる場面があることを想定し、切り離して提示した。

その判断基準例を表 2-4 に示す。今回は、基準値との比較及びリスク制御可能性により判断する。評価基準値としては、用量-反応評価に基づいた発癌／非発癌リスクに対する基準値や、それが入手できない場合は一般的な実測値等を用い、現状シナリオでの個人の曝露量に関する解析結果と比較する。リスク制御可能性は、技術（制御のための技術が導入できるか）・情報（制御のための情報を周知できるか）・物理的条件（制御できる立地・施設条件か）といった視点から総合的に判断する。

現状シナリオで基準値を超過し、そのリスクを低減するのも困難で、回避すべきと判断されたプロセス（高リスク・低制御可能性）については、規制等による回避策を検討し、代替ルートへの切り替えを行うべきだと考えられる。現状シナリオで基準値を超過した場合でも、リスク制御策によりリスクが低減する可能性がある場合（高リスク・高制御可能性）は、制御策を検討（導入）した上で再度リスク解析を実施する。また、基準値以下であっても、リスク制御策は丁寧に見直し（確認・改善）するべきだと考えた。特に、リスクの制御が困難なプロセス（低リスク・低制御可能性）については、対策に多大な費用等がかかる可能性が考えられるが、できるだけ社会的負担の少ない制御策を検討する必要がある。

Table 2-4 あるプロセスに対するリスクの評価・意思決定における判断基準例

		リスクの制御可能性	
		低	高
リスク解析 (現状シナリオ) 結果と 基準値との比較	高リスク (基準値超過)	回避すべき ⇒回避策／代替ルート検討	リスク制御策検討 ⇒再度リスク解析
	低リスク (基準値以下)	社会負担の少ない リスク制御策検討	リスク制御策検討

《リスク制御策の開発・検討》

フィールド調査やリスク解析の結果を受けて、また、リスク評価・意思決定に応じて、各プロセスを対象に、リスク制御策を検討する。さらに、そのために必要な技術的・制度的サポートを検討し、その確立に向けた研究・取り組みを行う。制御策は、可能な限り現場やリスク解析にフィードバックし、改善して行く。

《研究対象の範囲》

今回は、回避すべきプロセスの同定及び制御可能なプロセスの検討にとどめ、トータルリスクの評価を含めたインテグレーションによるシステムの最適化は、大きな研究の枠組み、将来の取り組みの意識はあるものの、本研究には含めなかった。

第 2 章の参考文献

- 1) 高月紘, 酒井伸一: 有害廃棄物 ～クリーン, サイクル, コントロールの視点から～, 中央法規出版 (1993)
- 2) 酒井伸一: ゴミと化学物質, 岩波新書 (1998)

- 3) 酒井伸一, 森千里, 植田和弘, 大塚直: 循環型社会科学と政策, 有斐閣アルマ (2000)
- 4) 日本リスク研究学会: リスク学事典, TBSブリタニカ, 東京 (2000)
- 5) 土木学会環境システム委員会: 環境システムーその理念と基礎手法ー, 共立出版株式会社, 東京 (1998)
- 6) 平井康宏: 物質循環・廃棄物処理システムの統合評価手法の構築, 京都大学大学院工学研究科博士論文 (2003)
- 7) ISO: ISO14040 環境マネジメントーライフサイクルアセスメントー原則及び枠組み (1997)
- 8) 稲葉隆太: リサイクルに関する LCA 研究の整理, 廃棄物学会誌, Vol.14, No.6, pp.321-332 (2003)
- 9) J. W. Owens: Life-cycle assessment in relation to risk assessment: an evolving perspective, Risk Analysis, Vol.17, No.3, pp.359-365 (1997)
- 10) S. J. Cowell, R. Fairman, R. E. Lofstedt: Use of Risk Assessment and Life Cycle Assessment in Decision Making: A Common Policy Research Agenda, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.879-894 (2002)
- 11) P. Hofstetter, J. C. Bare, J. K. Hammit, P. A. Murphy, G. E. Rice: Tools for Comparative Analysis of Alternatives: Competing or Complementary Perspectives?, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.833-851 (2002)
- 12) J. S. Evans, P. Hofstetter, T. E. McKone, J. K. Hammitt, R. Lofstedt: Introduction to Special Issue on Life Cycle Assessment and Risk Analysis, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.819 (2002)
- 13) US NRC: Risk assessment in the federal government: managing the process, National Academy Press (1983)
- 14) A. Tukker: Risk Analysis, Life Cycle Assessment –The Common Challenge of Dealing with the Precautionary Frame (Based on the Toxicity Controversy in Sweden and the Netherlands), Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.821-832 (2002)
- 15) H. S. Matthews, L. Lave, H. MacLean: Life Cycle Impact Assessment: A Challenge for Risk Analysts, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.853-860 (2002)
- 16) Y. Nishioka, J. I. Levy, G. A. Norris, A. Wilson, P. Hofstetter, J. D. Spengler: Integrating Risk Assessment and Life Cycle Assessment: A Case Study of Insulation, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.1003-1017 (2002)
- 17) 中西準子, 益永茂樹, 松田裕之編: 演習 環境リスクを計算する, 岩波書店, 東京 (2003)
- 18) 花井荘輔: はじめの一步!化学物質のリスクアセスメント, 丸善株式会社, 東京 (2003)
- 19) M. D. Roger: The European Commission's White Paper "Strategy for a Future Chemicals Policy": A Review, Risk Analysis, Vol.23, No.2, pp.381-388 (2003)
- 20) B. Durodie: The True Cost of Precautionary Chemicals Regulation, Risk Analysis, Vol.23, No.2, pp.389-398 (2003)
- 21) J. P. Montfort: The Commission White Paper on a Strategy for a Future EU Chemicals Policy: The View of European Companies of American Parentage, Risk Analysis, Vol.23, No.2, pp.399-404 (2003)
- 22) I. Schörling: The Greens Perspective on EU Chemicals Regulation and the White Paper, Risk Analysis, Vol.23, No.2, pp.405-409 (2003)
- 23) R. E. Löfstedt: Swedish Chemical Regulation: An Overview and Analysis, Risk Analysis, Vol.23, No.2, pp.411-421 (2003)
- 24) US EPA: General Principles for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessment (2001)
- 25) US EPA: Guidance on Cumulative Risk Assessment of Pesticide Chemicals that have a Common Mechanism of Toxicity (2002)
- 26) R. Reiss, E. L. Anderson, J. Lape: A Framework and Case Study for Exposure Assessment in the Voluntary Children's Chemical Evaluation Program, Risk Analysis, Vol.23, No.5, pp.1069-1084 (2003)

第三章 廃木材の循環過程におけるリスク及びその制御策

3.1.はじめに

本章では、第二章において提示したリスク研究のフレームワークを廃木材に適用し、事例研究として示す。

古来より人類が利用してきた素材の一つである木材資源は、自然の炭素循環システム内で持続的な利用が可能であるという点において、循環型社会形成に向けた重要な意味を持つ資源と考えられる。他方、現在国内においては、廃木材の大量発生やそこへの薬剤処理木材の混入といった問題を抱えており、循環・廃棄システムのインテグレーションを検討する対象としても意義深い側面を有していると考えられる。

研究のフレームワークは、第二章で示した通りであり、実際に本研究で取り組んだ内容を図 3.1 に示している。まず、2 節において、廃木材のキャラクタライゼーションとして、情報収集・整理を行い、それを基に今回研究対象とする化学物質や循環過程、そして調査の展開方法を設定した。3 節においては、その調査に用いる廃木材のリスクキャラクタライゼーション手法として、廃木材に含まれる対象化学物質（特にダイオキシン類）への化学分析とバイオアッセイ手法の適用を比較・検討した。4 節、5 節、6 節においては、それぞれ、廃木材の再使用、廃木材からの家畜敷料製造、廃木材からの建設部材（パーティクルボード）製造の3つの循環過程について、それぞれ調査・研究を展開した。そして、7 節においては、今回対象とした循環過程に対する評価結果をまとめた。なお、廃木材の循環・廃棄のインテグレーションに向けては、4～6 節で扱うような個々の循環ルートを統合して、廃木材循環システム全体として総合的に比較・評価することが求められるが、今回は限られた循環ルートのみを対象としており、また総合的リスク解析手法も検討途中であることから、これらは今後の課題とした。

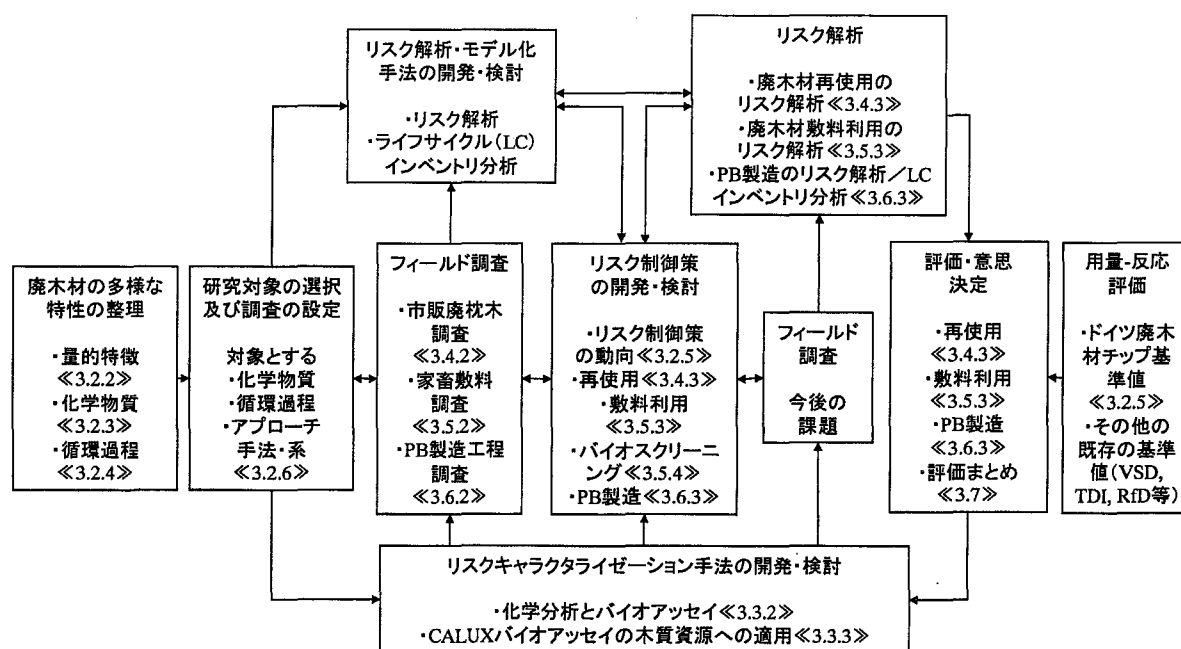


Fig. 3.1 廃木材を対象としたケーススタディーの概要<該当する節>

については、その9割以上が、燃料、チップ、堆肥原料等に再利用されていると言われる。⁵⁻⁷⁾一方、後者については、いくつかの課題を抱えている。

Table 3.2.2-1 廃木材の発生源、種類¹⁾及び発生量²⁻⁵⁾

発生源 (1)	廃木材の種類 (1)	調査年・発生量(出典)				
		1992年 (2) (万 m ³)	1990年 (3) (万 ton)	1995年 (3) (万 ton)	2000年 (4) (万 ton)	調査年不明 (5) (万 m ³)
林業	林地残材, 間伐材等	-	-	-	-	-
木材工業 (製材・木製品製造業等)	端材等	1,600	-	-	-	-
建設工事 解体工事現場	柱, 軸組, 天井・幕板・床板, 家内造作等	1,400	750	630	480	-
建設工事 新築工事現場	足場材, 新築現場型枠, 端材等	450	-	-	-	-
一般工場	廃パレット	260	-	-	-	-
	梱包材等	75	-	-	-	-
一般家庭等	家具, 木工品等	-	-	-	-	630

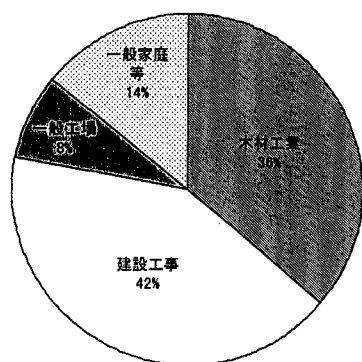


Fig. 3.2.2-1 廃木材発生源の内訳^{2,5)}

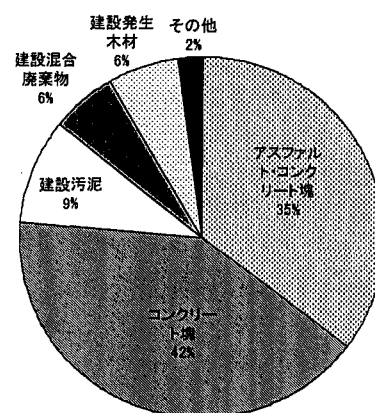


Fig. 3.2.2-2 2000年度建設廃棄物(全国計 8,500 万 ton)の種類別内訳³⁾

《建設廃棄物における廃木材発生及びその課題》

建設工事部門(公共土木事業, 民間土木事業, 建築工事)は, 資源利用量が全産業の46%, 廃棄物量が21%を占め,⁷⁾資源流れを考える上で重要な部門であることがわかる。特に, 1960年代後半から急増した建築物着工床面積に対して, これらが更新期を迎えることから, 建築解体工事からの廃棄物問題は深刻化する。これに対し, 早急に建築解体廃棄物の発生抑制, 再資源化の推進に関する総合的な対策を実現する必要があるとされ, 2000年に後述する「建設工事に係る資材の再資源化等に関する法律(建設リサイクル法)」が公布された。2002年から完全施行され, アスファルト・コンクリート塊, コンクリート塊に加え, 建設発生木材の再資源化等の実施が義務化されている。

《課題1-膨大な絶対量》

建設工事から発生する建設廃棄物の種類別排出量の内訳(図3.2.2-2)によると, 建設発生木材は480万tonになる。³⁾さらに, 建設混合廃棄物にも約2割の木質系廃棄物が混合していると考えられる⁸⁾ことから, 木質系廃棄物は建設工事全体の概ね1割となり, 量的に膨大であり, 廃棄物の発生抑制や循環・廃棄ルート of 構築に向けた取組が重要であることがわかる。

《課題2-伸びない再資源化率》

建設廃棄物の種類別再資源化等率及び廃木材再資源化等量の経年変化^{2,3)}を, それぞれ, 表3.2.2-2及び図3.2.2-3に示す。これによると, 再資源化等の実施が義務化されているアスファルト・コンクリート塊及びコンクリート塊については, 2000年には建設リサイクル法で設定された目標値95%を超える値にまで増加し, 建設廃棄物全体では85%となっている。それに対し, 建設発生木材の再資源化率は約4割のまま, ほぼ横ばい状態であり, 縮減量を加えても83%と目標値95%に達していないことがわかる。これについては, 再資源化施設の絶対数の不足が指摘されている。

³⁾が、それ以前に、再資源化製品の市場の確立も重要な課題と考えられる。また、建設混合廃棄物に至っては再資源化率が1割に満たないことがわかる。建設混合廃棄物については、廃プラ、木くず、紙くず等が混合しているため再資源化対象外とされ、大半が最終処分場に搬入されてきた。この再資源化率を上げるには、品目ごとの選別によって資源としての利用を可能にする必要があると指摘されてきた。⁹⁾

Table 3.2.2-2 建設廃棄物の種類別再資源化等率 (%)^{2,3)}

	1990 年	1995 年	2000 年
建設廃棄物全体	42	58	85
アスファルト・コンクリート塊	50	81	98
コンクリート塊	48	65	96
建設汚泥	21	14	41
建設混合廃棄物	31	11	9
建設発生木材	31	40	38
建設発生土	36	32	54

*再資源化等:再資源化+縮減(木材については再資源化のみ)

*建設発生土については有効利用

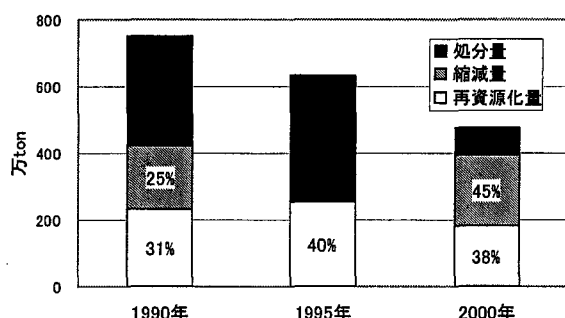


Fig. 3.2.2-3 建設発生木材再資源化等量の経年変化^{2,3)}

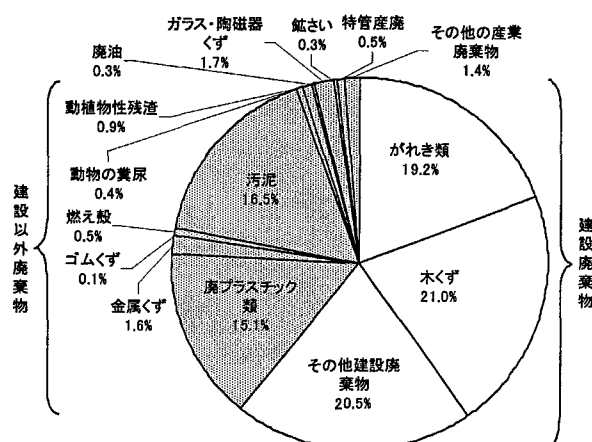


Fig. 3.2.2-4 2002 年度の不法投棄廃棄物（全国合計 32 万 ton）の内訳¹⁰⁾

《課題 3-不法投棄》

次に、不法投棄廃棄物の内訳（図 3.2.2-4）¹⁰⁾を見ると、建設廃棄物が約 60 %（19 万 ton）、その中の木くずが約 20 %（7 万 ton）となっており、木くずの占める割合が大きいことがわかる。その出所に関しては、戸建て住宅の解体工事に伴い排出される建築解体物の可能性が高いとの報告がある。²⁾

《建設発生木材の課題-まとめ》

上述の通り、建設廃棄物は量的に膨大であり、廃棄物の発生抑制や再資源化に対する取組が重要である一方で、特に建築解体廃棄物は不法投棄量が多く、かつそれ以外でも、建設リサイクル法公布前は、再資源化率が非常に低いということが指摘されてきた。これは、土木系は公共工事が主であり、再資源化については公共工事発注者が先導的役割を果たしてきたのに対し、建築系のうち大半を占める民間工事では、特に解体工事や再資源化に要するコストに対する理解が得られにくいこと、建築工事が土木工事に比べ一件の解体工事に伴い排出される廃棄物が多種少量であるという特色を有すること等もあり、建設業界を始めとする関係者において、再資源化はもとより、廃棄物対策全般について責任ある取組が必ずしも十分になされてこなかったことが指摘されている。⁹⁾建設廃棄物の1割程度を占め、建築解体廃棄物の主要構成品目である廃木材については、不法投棄量が多く、再資源化率も低いことから、今後の対応に焦点が当てられる品目といえよう。

3.2.2.3.建設工事に係る資材の再資源化等に関する法律（建設リサイクル法）

先述の通り、建設リサイクル法が 2000 年に公布され、2002 年から完全施行されている。その概要を表 3.2.2-3 に整理した。ポイントは、解体工事の発注者に都道府県への届出を義務付け、解体工事業者の都道府県への登録を行った上で、解体工事の受注者に特定建設資材の分別解体及び再資源化を義務付けたことにあり、これにより混合廃棄物や不法投棄の発生を防ぎ、再資源化を促進しようとしている。

Table 3.2.2-3 建設リサイクル法の要点

1.建築物等に係る分別解体等及び再資源化等の義務付け
<ul style="list-style-type: none"> ○ 一定規模以上の建築物その他の工作物に関する建設工事（対象建設工事）については、一定の技術基準に従い、当該建築物等に使用されている特定の建設資材を分別解体等により現場で分別することを義務付ける。 ○ 分別解体等に伴って生じた特定建設資材廃棄物について、再資源化を義務付け、リサイクルを推進（再資源化が困難な場合には縮減）する。 <ul style="list-style-type: none"> ・ <u>対象建設工事</u>：特定建設資材を用いた建築物等に係る解体工事又はその施工に特定建設資材を使用する新築工事等であって、その規模が一定基準以上のもの。 ・ <u>特定建設資材</u>：法施行当初は、コンクリート、木材、アスファルトの三品目。 ・ <u>分別解体等実施義務</u>：対象建設工事受注者に対して、分別解体を義務付け。分別解体等は、一定の技術基準に従い、建築物等に用いられた特定建設資材に係る廃棄物をその種類ごとに分別しつつ計画的に工事を施工する等により実施。 ・ <u>再資源化等実施義務</u>：対象建設工事受注者に対して、分別解体等に伴って生じた特定建設資材廃棄物の再資源化を義務付け。なお、木材については、一定距離内に再資源化施設がないなど、再資源化が困難な場合には、縮減を実施。
2.分別解体等及び再資源化等の実施を確保するための措置
<ul style="list-style-type: none"> ○ 発注者による工事の事前届出や元請業者から発注者への事後報告、現場における標識の掲示等により、適正な分別解体等及び再資源化等の実施を確保するとともに、再資源化等の実施状況に関する記録を作成、保存する。 ○ 発注者・受注者間の契約手続きの整備により、受注者への適正なコストの支払いを確保する。 <ul style="list-style-type: none"> ・ <u>元請業者から発注者への説明</u>：対象建設工事の元請業者は、発注者に対し、分別解体等の計画等について書面を交付して説明。 ・ <u>発注者から都道府県知事への工事の届出</u>：発注者は、工事着手の 7 日前までに、建築物等の構造、工事着手時期、分別解体等の計画等について、都道府県知事に届出。 ・ <u>元請業者から下請業者への告知</u>：元請業者は、下請業者に対し、都道府県知事への届出事項を告知。 ・ <u>標識の掲示</u>：解体工事業者は、解体工事の現場ごとに、公衆の見やすい場所に標識を掲示。 ・ <u>元請業者から発注者への事後報告</u>：元請業者は、再資源化等が完了したときは、その旨を発注者に書面で報告。 ・ <u>契約書面への解体工事費等の明記</u>：対象建設工事の契約書面においては、分別解体等の方法、解体工事に要する費用等を明記。
3.解体工事業者の登録制度の創設
<ul style="list-style-type: none"> ○ 解体工事業者の登録制度及び解体工事現場への技術管理者の配置等により、適正な解体工事の実施を確保する。 <ul style="list-style-type: none"> ・ <u>解体工事業者の登録</u>：解体工事業を営もうとする者に、都道府県知事への登録を義務付け。ただし、土木工事業、建築工事業及びとび・土木工事業に係る建設業の許可を受けた者は除く。 ・ <u>技術管理者の選任</u>：解体工事業者に、解体工事の技術上の管理を司る技術管理者の選任を義務付け。
4.再資源化及び再生資材の利用促進のための措置等
<ul style="list-style-type: none"> ○ 再資源化等の目標設定、発注者に対する協力要請等により、再資源化及び再資源化で得られた建設資材の利用を促進。 <ul style="list-style-type: none"> ・ <u>基本方針における目標の設定</u>：基本方針において、再資源化等に関する目標や再生資材の利用の促進のための方策を策定。なお、基本方針には廃棄物の発生抑制や資材の再使用についても明記。 ・ <u>対象建設工事の発注者等に対する協力要請</u>：対象建設工事の発注者に対し、再資源化で得られた建設資材の利用について、都道府県知事等から協力を要請。
5.その他
<ul style="list-style-type: none"> ・ <u>罰則</u>：分別解体等及び再資源化等に対する命令違反や、届出、登録等の手続きの不備等に関する所要の罰則規定を整備。 ・ <u>施行</u>：施行は公布の日(2000 年 5 月 31 日)から、基本方針については 6 ヶ月以内、解体工事業者の登録等については 1 年以内、分別解体等及び再資源化等の義務等については 2 年以内。

3.2.3. 廃木材へ流入する化学物質について

3.2.3.1. 廃木材への化学物質の流入源

廃木材への化学物質の流入源としては、大きくわけて、薬剤処理木材とその他の流入源が考えられる。薬剤処理木材は様々な化学物質からなる木材保存剤で処理された木材であり、幅広い用途に利用されていることから、廃木材流に一定量混入してくる可能性があると考えられる。その他の流入源としては、例えば家屋解体材の場合、家庭用品に含有される化学物質が解体時に廃木材群に混入するようなケースが考えられる。

そこで、3.2.3.2 においては木材保存剤について、3.2.3.3 においては木材保存剤で処理された薬剤処理木材について、そして3.2.3.4 においてはその他の流入源について、廃木材に流入する化学物質やその流入源、挙動等に関する情報を整理した。さらに、3.2.3.5 においては、国内における薬剤処理木材の発生動態について、過去の調査結果をレビューした。

3.2.3.2. 木材保存剤

3.2.3.2.1. 木材保存剤の種類と変遷

木材保存の基本は歴史的に見ると物理的手段である。古くから行われている漆、朱、生漆等の塗布は、木材表面の被膜形成によって、腐朽菌と養分（木材）との接触を避ける手法であり、建造物の木柱や土台の下に石材を用いる工法は、木部を湿らさないよう水分の侵入を防ぎ、漏水や結露の原因を除去する手法である。また、現行の木材水中貯蔵や輸送は、木材と酸素を遮断した状態を保つ手法と言える。しかし、物理的手段だけでは木材の利用範囲を限定することになり、木材の適用範囲の広がりとともに様々な木材保存剤が開発、使用されてきた。

木材保存剤は、薬剤処理の目的や使用製剤の形態、薬剤の作用傾向、性能、複数の薬剤の調合等により多種多様な物が使用され、年代による変遷も大きい。それゆえに様々な分類が可能である。ここでは、薬剤処理の目的及び処理方法によって、大きく、1)加圧用保存剤（防腐剤）、2)表面処理用保存剤（防腐・防蟻剤）、3)防カビ剤、4)防虫剤、5)防火剤にわけ、各分類における薬剤の種類と変遷について整理した。¹¹⁻¹⁷⁾

《加圧用保存剤（防腐剤）》

木材保存剤は、用途（適用）面から、加圧用とその他（表面処理、接着剤混入用等）に分けられる。加圧用保存剤は、明治以降、電柱や枕木への加圧注入処理により本格的な木材防腐工業が成立すると同時に一般的に使用され始めた。当時は硫酸銅やクレオソート等が使用され、戦後、フェノール・フッ化物系（PF）、クロム（Cr：Chromium）・銅（Cu：Copper）・As（As：Arsenic）系（CCA：chromated copper arsenate）が加わった。その後木製電柱の減少とともにPFが使われなくなったが、その頃からCCA処理された土台や外構材の市場が拡大し、CCAが加圧用保存剤のシェアの多くを占めるようになった。30年以上CCAが大半を占める状態が続いたが、1980年代に入って、CCA処理木材を焼却する際にAsを含むガスが大気中に飛散すること、焼却灰中に可溶性の重金属類を含むことが明らかにされ、CCAの廃棄方法をめぐる調査・研究が進められるようになった。一方では、業界の取組によりCCAの代替となる新剤への転換が図られ、その結果アルキルアンモニウム化合物系（AAC）やCu・アルキルアンモニウム化合物系（ACQ）等が徐々に使われるようになった。また、行政もCCA削減を促進するために、日本工業規格（JIS：Japanese Industry Standard）や日本農業規格（JAS：Japanese Agricultural Standard）といった関連規格の改正や自治体仕様からのCCA削除を行い、さらに、1995年には、水質汚濁防止法における工場排水の排出規準を強化（特にAsについては厳しい：0.5 mg/lから0.1 mg/l）した。これがCCAから新剤への移行を決定づけ、CCAの加圧用保存剤市場におけるシェアは1997年に90%から8%へと急減した（図3.2.3-1）。

現在、加圧注入処理は、主にJIS規定方法や規定薬剤によって行われる。JIS規定は、CCA削減のために1998年に改正されたもので、従来のクレオソート、CCA、PF、AAC、CFKZ、ACQ、ナフテン酸銅、亜鉛を含む脂肪酸金属塩の7系統の保存剤に加え、新たに、Cu・B・アゾール化合物系（CUAZ）、B・アルキルアンモニウム化合物系（BAAC）、アゾール化合物系（AZP）が追加された。CCAのシェア低下に替わって使用量を伸ばしているのはAAC、ACQ等である。

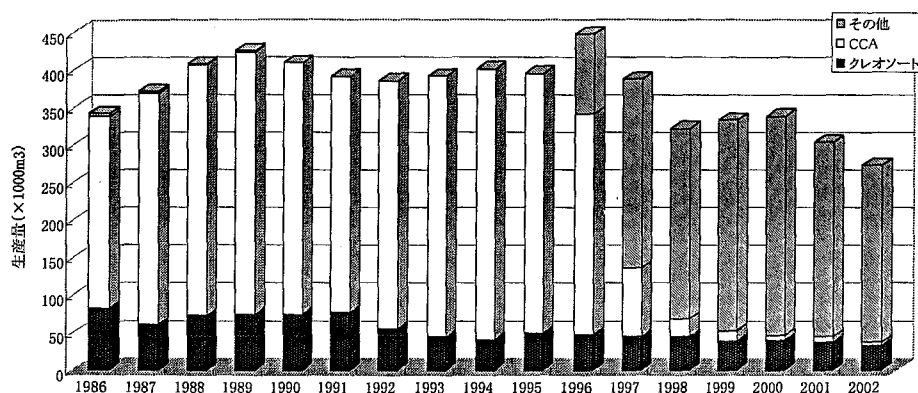


Fig. 3.2.3-1 薬剤別木材生産量の経年変化（加压用）¹⁸⁾

《表面処理用保存剤（防腐・防蟻剤）》

表面処理用保存剤としては、クレオソートが安価で薬効もあるものとして使われていた。近年、よりクリアなものが好まれ、有機化学物質が用いられるようになった。現在では、防腐効果と防蟻効果を併せ持つ2成分以上のものが主体である。防腐成分として有機ヨード系や脂肪酸金属塩等、防蟻成分としてカーバメート系やピレスロイド系等を用いることが多く、共力剤（S-421、MGK等）を併用することもある。

《防カビ剤》

木材の防カビ処理は、製品として流通して消費者の手に渡るまでの短期的な防カビを目的としている。そのため、防腐処理とは異なり、短時間の浸漬や吹き付けによる処理が主流である。

木材防カビ剤は19世紀末から使用され始め、1930年代になるまでBや炭酸ナトリウム、重炭酸ナトリウム等のアルカリが用いられた。1930年代になってクロロフェノール（CPs：Chlorophenols）の高い殺菌性が実証されるようになると、テトラクロロフェノール（TCP：Tetrachlorophenol）やペンタクロロフェノール（PCP：Pentachlorophenol）、あるいはこれらのナトリウム塩等が利用された。これらは高い防カビ性を有し、処理木材表面での残留性（溶脱抵抗性）も高いことから1990年まで約60年間に渡って利用されてきた。しかし、それ自身の有害性に加え、工業的に生産されるCPsには不純物としてダイオキシン類（PCDD/DFs：polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans）が含まれることが指摘され、非有機塩素系の防カビ剤の普及が図られ、1996年ごろにはほぼ非有機塩素系薬剤に移行したとされている。また、1960年代後半までは有機水銀化合物が、1980年前後には有機スズ化合物が使用されたことがあるが、いずれも人畜への有害性や環境汚染問題への懸念から使用されなくなった。

現在使用されている木材防カビ剤は、有機塩素系薬剤のように一つの薬剤のみで対処するのではなく、複数の化合物を混合して抗菌スペクトルを広げたり、効力の持続性を高めたりといった工夫がなされている。実用化が図られているものには、イミダゾール系のチアベンダゾール、カーベンダジン、ベノミル、ベンゾリアゾール系のTCMCBやトリアゾール系のアザコナゾール、メチレンビスチオシアネート、イソチアゾロン等が挙げられる。

《防虫剤》

木材を食害する昆虫（ヒラタキクイムシ、シロアリ等）から木材を保護するために用いられる薬剤を木材防虫剤と呼び、シロアリ等を防除するために土壌を処理し木造建物を保護するために用いる土壌処理用防蟻剤とあわせて防虫剤とされている。大半の防虫剤は農業用殺虫剤からの転用である。

農薬転用の代表例としては、過去にクロルデンが用いられていた。クロルデンの農薬登録有効期間は1950～1968年であり、その間に木材への適用が始まったと考えられる。農薬登録失効後も、シロアリ対策として、建築用木材への塗布、合板等の接着剤への添加、土台木材への注入、敷地土壌への注入処理剤として多用され、ハエ、カ、ゴキブリ退治にも用いられた。しかし、1986年に「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）」により「第一種特定化学物質」の指定を受け、全用途で製造・販売・使用が禁止された。それにより、有機リン系殺虫剤クロルピリホスが主流となったが、作業員の健康影響が懸念され、非有機リン系化合物への転換が図られ

ている。

木材保存のための防虫剤は、非有機塩素系、非有機リン系への転換として、合成ピレスロイド系薬剤やカーバメート系薬剤、その他新剤、ベイト（毒餌）剤や生物農薬からの応用剤等へと多様化する傾向にある。一方で、居住空間における揮発性有機化合物（VOC：Volatile Organic Compounds）の健康影響に対する懸念等の高まりから、防虫剤の主成分のみならず、製剤の溶剤や助剤の安全性等についても配慮が求められるようになるだろう。農薬同様、人畜や環境への影響が生ずれば転換を図るということの繰り返しが続くと考えられるが、薬剤処理に頼らない防虫設計や維持管理の提案も進められると思われ、期待される。

《防火剤》

木材の防火目的で使われる薬剤は、燃焼抑制の化学的な作用効果を持つものであり、代表的薬剤に、リン系、窒素系、B系、ハロゲン系があげられる。これらは水溶性薬剤が一般的である。

3.2.3.2.2.木材保存剤の特性

次に、代表的な木材保存剤成分について、特徴を整理した。

(1)無機系薬剤

《CCA》

【製品について】

CCAは、Cr、Cu及びAs化合物からなる薬剤で、Chromated Copper Arsenateの頭文字をとって命名されている。重クロム酸塩、無水クロム酸、硫酸銅、砒酸、ピロ砒酸等からなる複合剤として生産されるが、その組成は国によって異なる。日本にある3種は、どれもCCA3成分の合計が約1.2%の水溶液として、木材に250～350 kg/m³加圧式で注入される。吸収量は、JISやJAS規格で定められ、加圧式防腐・防蟻処理木材の住宅部材用等には3.5 kg/m³以上、イエシロアリ被害の大きい地域や外構部材では6.0 kg/m³のものもある。^{14, 19)}

【作用・挙動特性】

CCAは水溶性薬剤であるが、木材中に入ると木材成分の持つ還元作用により化学反応を起こし、約3週間で難溶性の化合物になるといわれている。つまり、注入前の薬剤中では、Cr化合物は毒性の強い6価の形で存在しているが、木材中では徐々に3価の形になり、外観的にも緑色の処理木材となる。また、Asも木材中では3価に較べれば毒性の弱い5価の形で存在している。こうしたことから、CCAは使用木材中では比較的安全性が高く、優れた定着性・耐久性を有する薬剤として評価されてきたようである。¹⁹⁾

【人体や環境への影響】

CCAには発癌性の考えられるCrやAs化合物が含まれており、工場からの廃液、鋸くず、廃木材焼却や火災によって生ずる重金属類の酸化物等による人や環境への影響が懸念される。

【木材保存剤としての使用・規制動向】

日本では1963年に技術導入され、JIS規格に追加され、1970年代から急激に普及した。その背景には、木材保存剤の用途が枕木や木柱（クレオソート処理が主流）に代わって建設用材に大きくシフトしたことや、シロアリ駆除のための防虫剤として絶対的であったクロルデンが使用禁止になったこと等が考えられる。¹⁴⁾しかし、先述の通り、CCAの加圧用保存剤市場におけるシェアは1997年に90%から8%へと急減している（図3.2.3-1）。

欧州においては、2003年6月に、欧州連合（EC：European Communities；EU：European Union）が「販売・利用規制指令」により、CCA処理木材のラベリング及び構造物材として必要な場合以外の原則禁止を宣言し、2004年6月30日までにCCAタイプ-Cに対して適用される。²⁰⁾

アメリカにおいては、1978年よりCCAの規制が検討され始め、様々な変遷を経て、1993年にAs酸の農業用途が自主規制により終了したが、木材保存への利用は限られた用途で残ってきた。これに対し、2003年4月に、アメリカ環境保護局（US EPA：the US Environmental Protection Agency）はCCA処理木材の住宅関連利用（遊具、デッキ、屋外テーブル、景観用材、柵、仕切り、路盤材・小道等；ただし、木材基礎及び農業用柵ポストを除く）の業界による自主規制及び使用停止を承認した。これにより、2003年12月31日までに木材保存処理への使用をやめ、代替品に変更され、2004年1月から住宅に対する使用が禁止される。²¹⁾

《ホウ素系薬剤》^{11, 12, 15, 22)}

[製品について]

B系薬剤には、ホウ酸、ホウ酸ナトリウム（ホウ砂）、八ホウ酸ナトリウム四水和物（ティンボア）（市販薬剤の組成： $\text{Na}_2\text{B}_8\text{O}_{13} \cdot 4\text{H}_2\text{O} / \text{Na}_2\text{O} \cdot 4\text{B}_2\text{O}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ）がある。最近では、B化合物とポリマーや撥水剤との混合によって溶脱抵抗性を改善することや、木質系複合材料にティンボアやホウ酸亜鉛等を混合すること、トリメチルBを利用して気相処理を施して生物劣化抵抗性を付与すること等が研究されている。

[作用・挙動特性]

ホウ酸系化合物の作用機構は食毒である。昆虫の口器から消化管内に進入した薬剤は、中毒症状を起こさせ、致死せしめる。一般的に予防効果が期待されるが駆除効果は弱いとされる。

ホウ酸の溶解度は約5%であるが、ホウ砂と等量混合すると著しく溶解度が増加する。この水溶性である特徴を活かしたB系化合物の特殊な処理方法として、拡散処理方法がある。また、拡散を活かした利用法として、最近では、チョーク状に成型した物やグリコール等と混合した物を劣化（主に腐朽）部分に穴を開けて挿入し、有効成分が徐々に周辺部に拡散して劣化の進行を阻止するための現場処理等が行われている。

[人体や環境への影響]

毒性は、経口LD₅₀が3000～4000 mg/kgと低く、安全な薬剤として認識されてきたが、B系化合物についても水質の環境基準（海域を除く）が設けられ、今後規制が追加・強化される可能性も考えられる。

[木材保存剤としての使用・規制動向]

B系薬剤利用の歴史は長く、海外では防蟻、防腐及び防火目的の木材保存剤として広く使用されてきた。日本では、水溶性で処理木材から溶脱するため、主として屋内使用木材の乾材害虫防虫剤として使用されてきたが、近年CCAの代替として、B系化合物を配合した加圧処理用薬剤も開発され、JIS認定されている。

(2)有機系薬剤

《クロロフェノール系》

[製品について]

木材保存剤としては、2,4,6-トリクロロフェノール、2,3,4,6-TCP、PCP、これらのナトリウム塩等が利用され、クロルデンとの複合剤も商品化されていた。^{11, 16)}

[作用・挙動特性]

フェノールそのものも殺菌性は高いが、ハロゲン（塩素／臭）化フェノール類では更に増大することが知られている。その殺菌作用機構は、微生物細胞を構成するタンパク質のSH基と反応して阻害作用を示し、酸化的リン酸化反応でのアデノシン三リン酸（ATP）生育を阻害することによる。高分子化合物の生合成に必要なATPの生成阻害により、エネルギー代謝が阻害され、防カビだけでなく防腐にも極めて有効である。^{16, 23-25)}

[人体や環境への影響]

CPsの殺菌性は、塩素原子の数に応じて増加するとされる。中でも、PCPは劇物に指定されており、特に強い魚毒性が知られている。ほ乳類に対しても急性毒性を有し、中毒症状として、眼や皮膚への刺激、食欲不振、不眠、頭痛だけでなく中枢神経系や肺、腎臓、肝臓の障害等がみられる。木材保存剤として適用されたPCPがどれくらいの割合かを把握するのは困難だが、PCPを始めとするCPs薬剤の用途は幅広く、多くの木材や木製品に使われていることが予想され、注意が必要である。^{16, 23-25)}

[PCP処理木材に由来するPCDD/DFsについて]

アメリカにおいては、1970～1995年の間のPCPの木材保存剤としての利用は40万tonに上り、PCDD/DFsとしては、4,800～36,000 g-TEQが毎年処理木材に負荷されていたと推算されている。

²⁶⁾この推算は、処理木材が著しいPCDD/DFs放出源として寄与していることを示している。^{27, 28)}また、欧州においても、PCP処理木材は潜在的PCDD/DFs放出源の一つとみなされてきた。^{29, 30)}

商業用PCPに含まれるPCDD/DFs異性体分布の特徴については、O8CDD等の高塩素ダイオキシンが多くを占めることがよく知られている。^{31, 32)}PCP処理木材や廃木材に含まれるPCP及びPCDD/DFsの濃度は多様である。Friesら³³⁾は家畜施設から木材試料を採取し、PCP及びPCDD/DFs濃度を化学分析し、化学分析結果（濃度）とアメリカ農業局（USDA：US Department of Agriculture）

による PCP 処理方法との関係から次のように分類を行っている。

- ・ 殺菌目的での低レベル処理 (PCP: 2,500-82,000 ng/g, PCDD/DFs: 0.016-2.4 ng-TEQ/g)
- ・ 表面塗布による中間レベル処理 (PCP: 110,000-880,000 ng/g, PCDD/DFs: 1.6-53 ng-TEQ/g)
- ・ 圧力注入処理による高レベル処理 (PCP: 1,600,000-8,500,000 ng/g, PCDD/DFs: 27-310 ng-TEQ/g)

なお、詳細なデータはないものの、CPs とクレオソートの併用例の報告もなされている。^{34, 35)}
[木材保存剤としての使用・規制動向]

CPs 系の物質は古くから殺菌剤として開発され、中でも商業用 PCP は、日本においては主に農薬 (除草剤) として、特に 1960 年代から 1972 年に多用されていた。しかし、魚介類に対する毒性が強く、しばしば問題を起こしたため、1971 年に「水質汚濁性農薬」に指定され使用規制されるとともに、他の低毒性薬剤の開発により水田には使用されなくなり、その後農薬登録は失効している。今までの PCP 原体累積生産量は 175,700 ton で、その 97% までは 1974 年以前に使われている (図 3.2.3-2)。木材保存分野においても、防カビ性、処理木材表面での残留性 (溶脱抵抗性) が比較的高いこともあり、過去 60 年以上に渡って使用されてきた。^{13, 22)}しかし、CPs 自身の有害性や不純物として含まれる PCDD/DFs の問題もあり、世界的にも使用規制が進みつつある。

日本においては、現在は生産・販売とも終了しているが、2002 年になって、高レベル PCDD/DFs の含有を認めた当時の製造者は、農林水産省の指示により、PCP 製品の回収を始めた。PCP 処理木材等への言及はないが、農薬用途と異なり、成分の一部が木材に残存している可能性があり、なんらかの対応が必要と考えられる。

欧州においては、1999 年 5 月に、EC が「販売・利用規制指令」により、木材保存や繊維等への原則使用禁止を宣言し、また、どのような場合においても、PCP 中ヘキサクロロジベンゾパラダイオキシン (H6CDD: hexachlorodibenzoparadioxin) 濃度が 2 ppm を上回らないことやラベリングすること等を決めた。³⁶⁾

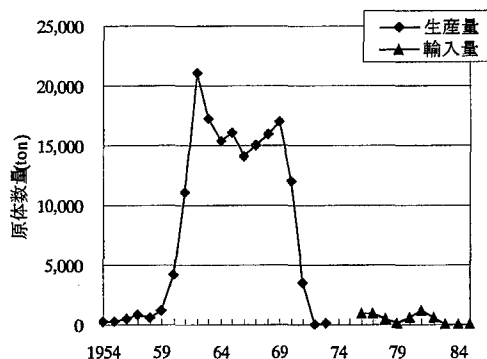


Fig. 3.2.3-2 PCP 生産・輸入量の推移¹⁶⁾

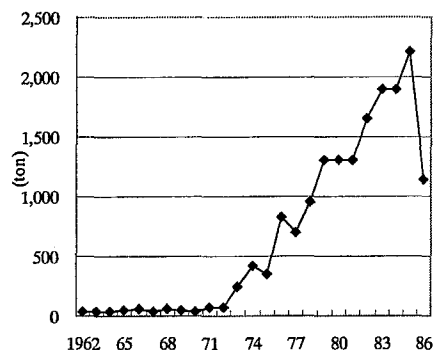


Fig. 3.2.3-3 クロルデン輸入量の推移¹⁶⁾

《クロルデン》

[製品について]

有機塩素系の薬剤で、殺虫剤、防疫用薬剤、シロアリ駆除剤として使用されていた。クロルデンの製造は、ヘキサクロロシクロペンタジエンをシクロペンタジエンと縮合させてクロデインとし、これを塩素化する方法が一般的である。こうして得られた合成クロルデンには、多種の関連物質が含まれている。主要構成物がクロルデンで 60~70% を占めており、*trans*, *cis* 体の 2 種類がある。その他に、*trans*, *cis* 体のノナクロルやヘプタクロル、クロルデン、またオキシクロルデン (それらの代謝物) が含まれる。¹⁶⁾

[人体や環境への影響]

劇物に指定されており、人間に対する急性毒性を有し、中毒症状として、吐き気、嘔吐、下痢、食欲不振、ふるえ、けいれん等がみられる。慢性中毒では、中枢神経系や肝臓、腎臓、消化管の障害や肺水腫等がみられる。^{16, 24)}

[木材保存剤としての使用・規制動向]

農薬登録期間は 1950~1968 年であるが、図 3.2.3-3 に示す通り、農薬登録失効後の輸入量の伸

びが著しい。そのほとんどは合板接着剤添加、シロアリ駆除剤であり、1985年には最高の2,206 tonが、1986年4月に業界が自主規制するまでに1,138 tonがそれぞれ輸入された。日本では、1970年代後半から、クロルデンの環境汚染に警鐘が鳴らされ始めたが、何ら規制措置もとられないまま使用量の増大が続いたことがわかる。その原因は、シロアリ駆除剤が農薬取締法や薬事法（殺虫剤を取り締まる）の対象外となっている上、当時の農林省、通産省、建設省等といった行政が、シロアリ駆除剤としてクロルデンの使用を推奨する姿勢をとっていたから、との指摘がなされている。例えば、住宅金融公庫から資金を借りるための条件として、シロアリ対策を行うことという一項が付け加えられたこともあった。ようやく1986年に、化審法により「第一種特定化学物質」の指定を受け、全ての用途で製造・販売・使用が禁止された。しかし、すでに使用中の製品の使用・廃棄は今後も続くものと思われる。¹⁶⁾また、海外ではまだ使用している国もあると思われる、輸入木材や木質製品のチェックが求められる。一方、国際社会においても、2001年のストックホルム条約外交会議で POPs の一つとしての指定を受け、国際的な枠組みで対策を進める対象となった。

《クレオソート》

【製品について】

クレオソート（コールタール）は、石炭乾留コークス炉で副生成するコールタールの蒸留により生成するタール製品で、古くから、カーボンブラック原料、燃料、農薬、染料、忌避剤、そして木材保存剤等として幅広く用いられてきた。黒色であるため、建物等の使用にはあまり適当ではないが、人目につかない土台等の部材に多用されてきた。中には防蟻効力をより一層高めるため、これを塩素化した製剤もある。クレオソート中のフェノール成分は防蟻効力を示し、フェノール成分含有量の少ないクレオソートには、3 %PCP を添加することがある。また、過去に PCP 等の CPs 系薬剤を添加・併用する例が報告されている。^{22, 34, 35)}その他には、シロアリに対するクレオソートの効力を高めるため、As を含有させた As 含有クレオソート等も検討されていた。また、クレオソートは、塗膜の強度が十分でなく、乾燥に極めて時間がかかるため、イソシアネート類等を加えて反応させ、塗膜の改善を図ることも検討されてきた。¹¹⁾

【作用・挙動特性】

クレオソートは、200 以上の化合物を含む複雑な混合物であり、効力の特徴は多数の化合物の総合効果であり、各成分を単独で用いた場合には、防腐効果が低下すると言われる。また、クレゾールやナフタレンを含み、臭気により鳥獣を寄せ付けなくする機能もある。

【人体や環境への影響】

クレオソートには、多種多様な多環芳香族炭化水素（PAHs：Polycyclic Aromatic Hydrocarbons）が多量に含まれる。PAHs は、100 以上の異なる化学物質群で、不完全燃焼（化石燃料、ごみ等だけでなく、タバコや炭火焼き等も排出源）により形成される。環境への放出ルートとしては、火山、山火事、石油燃焼、自動車排ガスが挙げられ、これらが大気放出の大半を占めると言われる。水系ルートは、工場排水や污水处理施設からの排出が考えられる。中には土壌や表層水から大気へ揮発し、日光や大気中化学物質との反応で分解するものもある。一方、水中では簡単には分解せず、土壌粒子に吸着し、湖川の底に沈殿する。土壌や水中においても微生物分解されるものはあるが、それ以外は地下水を汚染する可能性がある。PAHs の人体影響については、マウスに対する不妊・死産率の上昇、胎児の体重減少等が人にも当てはまるのか、現在のところ不明である。また、動物実験では、短期・長期曝露により皮膚や循環器系、免疫能力への悪影響、発癌性が確認されている。³⁷⁾なお、代表的な PAHs として、US EPA が優先的に対応すべきと指定している 16 種（US EPA 指定 16 種 PAHs）について、物理化学的性質等を表 3.2.3-1 に整理した。

クレオソート処理木材の性質についてみると、引火性に関しては、注入直後は火気に対して注意を要するが、一定期間が経過すると着火しにくくなる。しかし、火源が大きいとクレオソートから可燃ガスがでるので、着火しやすくなり燃焼性は増すので、注意が必要である。²²⁾

また、クレオソートのような油状防腐剤を用いた処理木材は、使用中または貯蔵中に発汗（木材表面に油状物が浸みだしてくる現象）が起きる。発汗により浸み出す成分は、注入時の組成とは異なり、アントラセン、フェナントレン等の成分が含まれている。^{11, 22)}このように、多種多様な PAHs を含むことは知られているが、その挙動は十分には解明されていない。

【木材保存剤としての使用・規制動向】

















クレオソート中にはベンゾ[a]ピレン (B[a]P : Benzo[a]pyrene) を始め、発癌性や催奇性の疑われるものがある。^{13, 38)}

これに対して、欧州においては、以前から B[a]P 濃度により使用規制を行ってきたが、2001 年 10 月に、EC が「販売・利用規制指令」により規制強化を宣言し、2003 年 6 月までに B[a]P 濃度を 50 ppm 未満とし、また、限られた専門家の利用以外は全面使用・販売禁止となっている。³⁹⁾

アメリカでは、1985 年から、クレオソート系薬剤の店頭販売が禁止されるとともに、その容器や処理木材及び製品には、毒性に関する注意の表示が義務づけられ、労働者の安全衛生対策の強化もなされた。

日本においては、2003 年までそのような動きはなく、クレオソートやクレオソート処理製品が一般に販売されてきた。しかし、国土交通省は 2003 年度より公共建築工事へのクレオソート使用を禁止し、また厚生労働省は 2004 年春より「有害物質を含有する家庭用品の規制に関する法律」の対象とする方針を決定している。

Table 3.2.3-1 US EPA 指定 16 種 PAHs の性質

	化学式	分子量 (g/mol)	構造	融点 (°C)	沸点 (°C)	蒸発熱 (kJ/mol)	Molecular connectivity	溶解度(H ₂ O) (mmol/l)	蒸気圧 (Pa at 25°C)	ヘンリー定数 (Atm.m ³ /mol)
Naphthalene	C ₁₀ H ₈	128.2		81	218	43.2	3.405	2.4×10 ⁻¹	10.9	4.5×10 ⁻³
Acenaphthylene	C ₁₂ H ₈	152.2		92-93	270	50.4	4.149	2.6×10 ⁻²	1.20×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻⁴
Acenaphthene	C ₁₂ H ₁₀	154.2		95	279	51.1	4.445	2.9×10 ⁻²	5.96×10 ⁻¹	2.4×10 ⁻⁴
Fluorene	C ₁₃ H ₁₀	166.2		115-116	295	58.2	4.611	1.2×10 ⁻²	8.86×10 ⁻²	7.4×10 ⁻⁵
Phenanthrene	C ₁₄ H ₁₀	178.2		101	340	52.7	4.815	7.2×10 ⁻³	1.8+0.1×10 ⁻²	2.7×10 ⁻⁴
Anthracene	C ₁₄ H ₁₀	178.2		216	342	52.4	4.809	3.7×10 ⁻⁴	7.5+0.7×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻⁶
Fluoranthene	C ₁₆ H ₁₀	202.3		109	375	66.5	5.565	1.3×10 ⁻³	2.54×10 ⁻¹	2.0×10 ⁻³
Pyrene	C ₁₆ H ₁₀	202.3		150	393	65.8	5.559	7.2×10 ⁻⁴	8.86×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁵
Benz[a]anthracene	C ₁₈ H ₁₂	228.3		161	400	65.6	6.226	6.1×10 ⁻⁵	7.3+1.3×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁶
Chrysene	C ₁₈ H ₁₂	228.3		254	448	65.8	6.226	1.3×10 ⁻⁵	5.7+2×10 ⁻⁷	6.7×10 ⁻⁷
Benzo[b]fluoranthene	C ₂₀ H ₁₂	252.3		168	481	-	-	4.8×10 ⁻⁶ (20°C)	6.7×10 ⁻⁵ (20°C)	-
Benzo[k]fluoranthene	C ₂₀ H ₁₂	252.3		216	480	-	-	3.0×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻⁸ (20°C)	-
Benzo[a]pyrene	C ₂₀ H ₁₂	252.3		178	496	71.1	6.976	1.5×10 ⁻⁵	8.4×10 ⁻⁷	2.7×10 ⁻⁷
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	C ₂₂ H ₁₂	276.3		164	536	-	-	2.2×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁸ (20°C)	-
Benzo[g,h,i]perylene	C ₂₂ H ₁₂	276.3		278	545	75.8	7.720	2×10 ⁻⁵	6×10 ⁻⁸	2.0×10 ⁻⁷
Dibenz[a,h]anthracene	C ₂₂ H ₁₄	278.4		267	524	75.2	7.631	1.8×10 ⁻⁶	3.7+1.8×10 ⁻¹⁰	2.0×10 ⁻⁹

3.2.3.3.薬剤処理木材

3.2.3.3.1.木材の薬剤処理工程

《薬剤処理方法》

木材の薬剤処理方法は、使用中や廃棄後の処理木材の性状や、そこに含まれる化学物質の挙動を大きく左右する。例えば、表面への塗布処理では、屋外使用中に雨水に曝され、薬剤が流れ出る可能性がある。一方、木材の深部まで薬剤を注入する加圧処理等では、薬剤流出は少ないかもしれないが、廃棄後に木材に残存する薬剤に注意を要する。木材処理方法は、諸条件より最も効果的な方法（表 3.2.3-2）¹¹⁾が選択されるが、それに加え、廃木材サイドからは、適正処理が可能な薬剤処理方法の検討・選択や、薬剤や処理方法の識別可能化等が求められる。

Table 3.2.3-2 各種木材処理法の比較（ほとんどの薬剤が液状のため、共通した方法が適用できる）

	塗布	吹き付け	浸漬	拡散	温冷浴	減圧	加圧
原理	毛細管現象による自然吸収			拡散現象	加熱冷却による吸引	減圧による浸透	真空、加圧による注入
薬剤の種類	・水溶性、油性 ・熱で分解しない			水溶性のみ	・水溶性、油性 ・熱で分解しない	・水溶性、油性 ・沈殿が多い物は不適	
木材含水率	乾燥材、生丸太		乾燥材	高含水率	乾燥材	乾燥材	
薬剤吸収量	200g/m ³ 以上		20kg/m ³ 以上	-	50kg/m ³ 以上	-	150kg/m ³ 以上
浸潤長*	表面から2mm以下		表面から5mm以下	・表面から3～5cm ・心材でも可能	辺材部の大部分	-	・辺材部100% ・心材はわずか
長所	・薬剤が少量 ・処理範囲の自由設定が可能 ・随時、繰り返し処理可能		・広い面積に対して能率良好 ・狭い隙間の処理可能 ・塗布量の加減可能 ・随時、繰り返し処理可能	・処理むらが少 ・手間不必要 ・簡単に多量材の表面処理可能 ・処理時間の制約なし	・浸潤度大 ・生材時の処理可能 ・簡単な装置で処理可能 ・難注入材の処理可能 ・心材でも浸透良好	・高い吸収量 ・含水率の影響少 ・装置が簡便	・加圧と比較して装置や操作が簡便 ・注入量の柔軟な変更可能 ・辺材の処理に最適
短所	・手間必要 ・処理むらの発生 ・狭い隙間、下向き面の処理困難		・強制排気等の装置や広い場所必要 ・無駄な薬液が多量 ・処理面の限定困難	・薬液が多量 ・部分的な処理不可 ・多量薬剤の汚れによる効力低下 ・既設材料の処理不可	・処理に長時間必要 ・表面から内部までの濃度勾配大 ・乾燥材は処理不可 ・水溶性薬剤以外使用不可	・処理に長時間必要 ・多量の薬剤必要 ・木材に狂い、割れが発生	・難注入材の処理困難 ・未乾燥材には不適 ・特別な装置必要 ・高い施設費 ・現場処理不可

*浸潤長：注入処理によって薬液が浸潤した部分の長さの合計

《木質建材の薬剤処理》

住宅建材については、表 3.2.3-3 に示すような処理が行われる。¹¹⁾建設基準法施行令では、「構造耐力上主要な部分である柱、筋交い及び土台のうち、地面から1m以内の部分には、有効な防腐措置を講ずるとともに、必要に応じて、シロアリその他の虫による害を防ぐための措置を講じなければならない」とされている。また、近年、住宅外構や景観施設への薬剤処理木材使用も急増しているが、品質や薬剤の安全性に対する懸念により、高耐久性木材への転換の動きが見られる。なお、具体的な使用箇所については、薬剤処理廃木材の発生源を検討する際（3.2.3.3.3 参照）に整理する。

Table 3.2.3-3 各種住宅建材についての規格及びそれに応じた薬剤処理

	土台	プレカット部材	集成材等	フローリング	現場処理
特徴	・ 建築分野では薬剤処理木材の主要用途	・ 近年機械プレカット部材増加（96 木造軸組工法住宅の 1/3）	・ 細分化したエレメントを積層接着した再構成材料（集成材、合板、ボード類）	・ 住宅床仕上げに多用 ・ 乾材害虫の被害を受けやすい広葉樹多用	・ 蒸気圧の高い薬剤は、使用中に蒸発し、室内環境を汚染する恐れあり
主な方法や規格	・ 加圧処理材が多 ○加圧注入式土台の JIS 規格：樹種及び寸法、使用薬剤、品質（浸潤長・吸収量） ○構造用製材の JAS 規格：性能区分に対応した薬剤吸収量・浸潤長	・ 土台・外壁・浴室・台所の柱等をまとめて加圧処理するケースの増加 ○高級プレカット部材として優良木質建材等認証(AQ)を受けられる基準あり	・ 構成前のエレメントを処理するのが効果的 ・ エレメントが小さいときは接着剤混入処理法も有効 ・ 製品として薬剤処理されるケースあり	・ 防虫処理が必要（'60年代に被害多発→近年再発） ○複合フローリングの防虫処理法の JAS 規格：B 系化合物による単板処理／有機リン系化合物による接着剤混入処理	・ 床下の土壌処理 ・ 地盤面から 1m までの外壁・浴室木部の塗布・吹き付け処理 ・ 表面処理剤は着色により処理したことを示すのが一般的 ○薬剤は効果が立証され公的機関の認証を受けたもの

《木材の薬剤処理工程，処理木材の保管工程における環境排出について》

薬剤処理工程は，保管も含め，それ自体が木材保存剤成分を環境に排出する工程と言える。特に処理工程における薬剤成分の放出が懸念されるのは，塗布や吹き付け処理であろう。これらの方法では，1)処理中に薬剤成分の揮散・溶出量が多いこと，2)十分に浸透させるために必要な薬剤量，無駄になる量が多いこと，3)長期に渡る効力持続が期待できないため，継続的に処理が必要となること等から結果的に多くの薬剤を使用し，その多くを環境中に放出している可能性がある。これらの方法で現場処理される木材も相当量あると思われ，中には木材保護・塗装等の目的で手軽に家庭において処理されるものも含まれる。これらへの対処としては，処理・使用環境を管理することは困難であることから，薬剤の安全性確保や薬剤用途・販売先の限定といったリスク制御策が必要と考えられる。

3.2.3.3.2.薬剤処理木材の生産状況

木材の薬剤処理については，農薬の転用，現場・治療的処理等，木材へ適用した量を把握するのが困難な事例が多く，工業的に生産される薬剤処理木材として，加圧注入式薬剤処理木材の年間生産量（図 3.2.3-1）が把握されているのみである。その量は年間 30～60 万 m^3 の間を推移している。これは，製材用木材全体の 1 %にもみえない量であり，世界的に見ても非常に少ない。

3.2.3.3.3.薬剤処理廃木材の発生及び廃棄状況

薬剤処理廃木材の発生源としては，加圧注入式として把握されている用途（図 3.2.3-4）が挙げられる。これらの詳細な使用箇所や量はわからないが，廃棄時に同定し，適正処理することを考える場合，想定される発生源（場所）や形態を把握しておくことが必要となる。

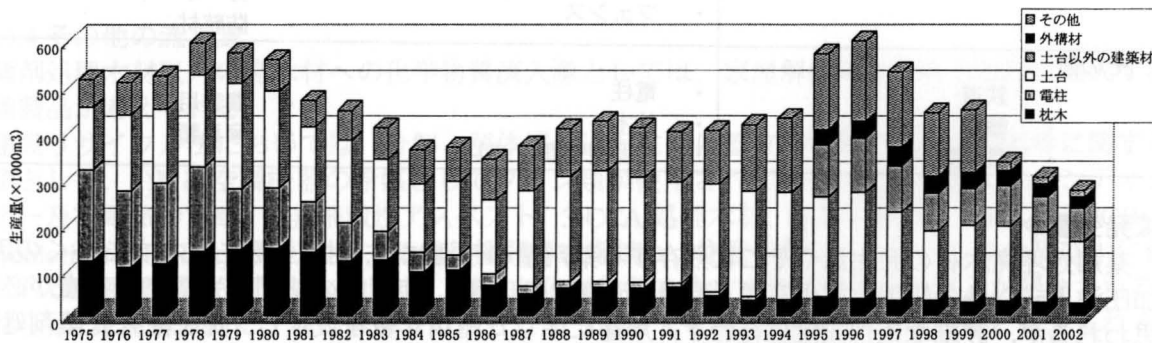


Fig. 3.2.3-4 加圧注入式薬剤処理材の用途別生産量¹⁸⁾

《発生源》

薬剤処理廃木材の発生源や部材・製品名を，その用途や，各種関連規定¹¹⁾を参考に整理したのが表 3.2.3-4 である。これによると，土台への利用が安定して 10 万 m^3 程度であることがわかる。一方，電柱及び枕木への利用は減少傾向にあるが，1980 年代には相当量が生産されており，今後とも継続して廃棄される可能性があるものと思われる。

将来需要増加が見込まれる用途は，住宅やビル外周の庭や空間に付帯的に設置される塀，歩道，植え込み等の外構施設である。最近は様々な分野で，景観と調和したデザイン性，高付加価値性等が望まれる遊器具，ベンチ等，エクステリアウッドとしての木材利用が広がりつつあり，今後これらの廃棄にも注意を要する。

Table 3.2.3-4 日本において予想される薬剤処理木材の発生源

発生源（場所）	部材名・製品名
木造建築物	
1. 土台	土台
2. 地面から高さ1m以内の外壁回り	柱、間柱、筋かい（構造用合板等の耐久面材含む）、胴縁等の軸組材と壁下地板（合板含む）
3. 浴室回り	浴室を構成する柱、間柱、筋かい（構造用合板等の耐久面材含む）、胴縁等の軸組材と壁下地板（合板含む）、浴室に隣接する脱衣室、洗面室等の大引き床束、根太掛等の床組材
4. 台所その他 水を使用する箇所	台所、洗面所、便所等の水掛かり部分の軸組材ならびに床組材
5. 屋根等	屋根の軒先、けらば部分を構成するものや、たるき、鼻隠板、広小舞、野地板等、庇もこれに準ずる
外構材（エクステリアウッド）	
<ul style="list-style-type: none"> 住宅 都市開発地 公園 リゾート 道路 ウォーターフロント等 	<ul style="list-style-type: none"> ベンチ あずま屋（ログハウス） 樹木支柱 野外卓 遊具 バーゴラ 木レンガ 階段、手すり 橋 フェンス デッキ 木柱 プランタ パーク（樹皮） 浮き桟橋 照明具 枕木・車止め等 遮音壁 ガードレール カーボード 防眩材
その他	
<ul style="list-style-type: none"> 鉄道 輸送 農業等 	<ul style="list-style-type: none"> 電柱 枕木 容器包装類、パレット 農業用材 家具類

《発生量》

薬剤処理廃木材の発生量やそこに残存する薬剤量の予測には、耐用年数を左右する多くの因子、加圧注入式以外の処理木材生産量（現場・治療的処理等）、使用中の薬剤損失量等の考慮が必要と思われるが、詳細な条件設定は行わず、用途に応じた耐用年数を仮定し、加圧注入式薬剤処理木材の生産量のみを用いて薬剤処理廃木材の発生量を推定したのが、図 3.2.3-5 である。ここで平均耐用年数は、電柱 15 年、枕木 20 年、土台 25 年、その他 15 年とした。^{11, 19, 40, 41)}これによると、1)電柱は数年前までに排出量のピークが過ぎ、今後徐々に排出量は減っていく、2)枕木（大半がクレオソート処理されたもの）はここ数年がピークで、その後も一定量の排出が続く、3)土台（大半がCCA処理されたもの）は本格的な排出が始まっており、これから十年以上は排出量が20万 m³前後を推移する、4)外構材等その他の用途に使用されていたものに関しては、今後排出が本格化してくる、との推定ができる。

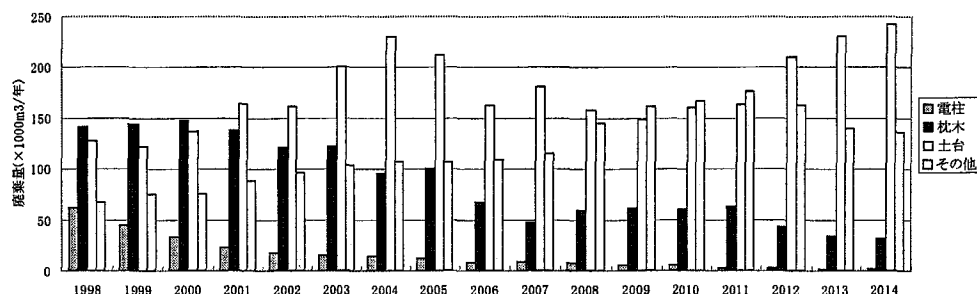


Fig. 3.2.3-5 薬剤処理廃木材の推定発生量

《特定発生源からの廃棄状況の把握》

家屋や家具等の一般的な用途の場合、廃棄時に薬剤処理木材か否かを判断するのは難しく、廃

棄実態を正確に把握するのは困難である。それに対し、特殊なケースが鉄道廃枕木である。この用途においては、従来クレオソート処理木材が多用され、使用から廃棄に至るまで一貫して鉄道会社等により管理されてきたことから、廃棄状況に関する情報を入手できる可能性がある。一つの調査報告⁴⁰⁾によると、鉄道枕木の耐用年数は樹種や薬剤（大半がクレオソート）の注入条件に支配され、大半は腐朽の発生によって取り替えられるが、設置場所の状況や使用状態にも左右され、レール底面への食い込みや犬クギの保持力減退等によって交換されることもある。樹種の異なる枕木について、通過車両の合計量との関係から想定した耐用年数は5～30年以上と幅を有し、予測は困難だが、JR 東日本の調査（1980年代後半）では、木製枕木の年間交換率は使用量の約3%（20万本以上に相当）であったという。また、その枕木の処分と再使用に関する聞き取り調査によると、各鉄道会社において、柵、輪木、蓋等の用材として再使用されることもあるが、大半は特定少数の産業廃棄物処理業者に委託され、損傷程度によって、表3.2.3-5に示すように処分・再使用されていることがわかった。

Table 3.2.3-5 廃枕木の処分・再使用⁴⁰⁾

クラス	割合	処分・再使用
上級	約1% (取引価格¥500/本)	トンネルのシールド材（以前）、エクステリアウッド、木レンガ、土留め材、店舗用建築材料、園芸用等
並	約13%	鋼材の輪木（工事現場）、輪木（コンクリート製造工場）等
下級	約43%	練炭用の輪木（以前）、風呂屋の燃料、溶鉱炉の燃料等
最下級	約43%	最終処分

3.2.3.4.その他の流入源

薬剤処理木材以外の廃木材への化学物質流入源としては、家屋解体時等に廃木材群に混入する各種製品が考えられる。

建設リサイクル法においては、分解・解体等の過程における有害物質の発生の抑制等に関する事項として、1)冷凍空調機器の冷媒としてフロン類が使用されているユニット型エアコンディショナー及び電気冷蔵庫、2)非飛散性アスベスト、3)CCA 処理木材、4)ポリ塩化ビフェニル（PCBs：Polychlorinated biphenyls）を含有する電気機器等を指摘し、注意を促している。この1)及び4)に代表される家電製品中化学物質の他にも、様々な化学物質を含有する家庭用品の混入が懸念される。これらは、家屋解体前に丁寧に除去することによって混入を回避することができると考えられる。

PCBsを含有する製品としては、建設リサイクル法において挙げられた電気機器等の安定器の他に、過去に用いられていた蛍光灯やPCBs工業製品を含むゴム製シーリング材、PCBs含有塗料や添加剤が考えられる。また、ドイツでは、廃木材の再資源化等に関する条例において、PCBs含有剤で処理された断熱材や防音壁の混入の可能性が指摘されている。⁴²⁾

上述のような製品由来の化学物質の他には、ハウスダスト中に高濃度の金属類が含まれているとの報告⁴³⁻⁴⁵⁾があり、これが家屋解体時に廃木材に付着する可能性も考えられる。⁴⁶⁾従って、廃木材加工時のダスト等への曝露や取り扱いには注意を要する。

また、化学物質の混入以外にも、再資源化施設等における処理に支障をきたす異物（ドアノブ、釘などの金属製品、石膏ボード、プラスチック部品等）の混入が報告されており、これらの除去がCO₂排出量等の環境負荷低減にも大きく寄与することが示唆されている。⁴⁷⁾

3.2.3.5.薬剤処理木材発生動態調査

国内において発生している廃木材について、薬剤処理等による汚染実態を把握するために、1999年に京都市ごみ清掃工場において、持ち込まれた家屋解体材等の調査を行った。その結果のレビューを中心に、他調査結果もあわせて現在の薬剤処理木材等の発生実態（薬剤種）を考察する。

3.2.3.5.1.調査の目的及び概要

建設リサイクル法施行前まで、京都市では、市民持ち込みごみとして搬入される廃木材について、一時保管後、破碎処理等を経て、全量焼却し、焼却残渣を埋立処分していた。この廃木材は、持ち込みごみの中で最も多く、焼却処理施設や埋立処分場の処理量を増大させる大きな原因とな

っていた。これらの中には、木造家屋に用いられていた家屋柱や黒色の枕木のようなもの等、薬剤処理木材と思われるものも含まれていた。それらの量的把握は困難であるため、廃木材一時保管場所から一定の基準でサンプリングを行い、各サンプルについて、簡易のスクリーニング調査を行った後、選定した試料について含有量分析を行い、薬剤処理の有無やその薬剤種の同定を試みた。

3.2.3.5.2.調査方法

《廃木材サンプリング》

京都市ごみ清掃工場の廃木材一時保管場所から、表 3.2.3-6 の 5 区分により各 10 検体の廃木材（破碎前廃木材）を採取した。また、破碎（市収集大型ごみと合わせて破碎される）残渣から木質部分（粗大破碎系大）及び破碎小粒径残渣（小）を採取した。更に、破碎施設の集塵ダスト（破碎ダスト）を 6 日間に分けて 6 試料採取した。

《スクリーニング》

破碎前廃木材については、各試料の表層 5 mm を採取し、蛍光 X 線分析により Cr, Cu, As 及び塩素 (Cl) を測定し、表 3.2.3-6 に示す基準で詳細分析を行う試料を選択した。

《含有量分析》

重金属類については、各試料切断時の鋸くずに硝酸を加え、マイクロ波分解装置で分解し、ICP 分析により同定及び定量を行った。残留性有機汚染物質については、各試料の前処理を廃棄物処理におけるダイオキシン類測定分析マニュアルに従って行い、GC/MS により同定及び定量を行った。

Table 3.2.3-6 サンプリングとスクリーニングにおける破碎前廃木材試料区分

サンプリング		スクリーニング (Cr, Cu, As, Cl)	
試料区分	選定根拠 (基準)	選定根拠 (基準)	試料区分
無機系	木材の表面が緑色で処理の刻印が残るなど、CCA など重金属類系薬剤で処理されたと思われる廃木材	全試料から Cr, Cu, As が検出されたが、特に多かった 6 検体	CCA 系 No.1~6
クレオソート系	木材の表面が黒色で粘性を持ち、クレオソートなど有機系薬剤で処理されたと思われる廃木材	PCP 処理の可能性を示唆する Cl が検出された 3 検体	有機系 No.1~3
一般木材	家屋柱 (古)	Cl が検出された 3 検体 (Cr, Cu, As, Cl のいずれか 1 成分が検出された試料はあったが、薬剤処理の可能性は低いと思われる)	一般木材 No.1~3
	家屋柱 (新)		
	非家屋柱		

3.2.3.5.3.結果及び考察

《重金属類》

表 3.2.3-7 に示す通り、CCA 系廃木材試料には Cr, Cu, As が他試料に比べ高濃度に含有されていた。このサンプリング及びスクリーニング方法は、廃木材に対する CCA 処理の有無を把握するのに有効であったと考えられるが、統一的なサンプリング及び分析手法、基準値等の設定には、再現性はもちろんのこと、物質の環境中挙動、リスク評価等の視点からも、検討が必要だと思われる。

有機系廃木材試料には B が他試料に比べ高濃度に含有されていた。防腐・防虫（蟻）性を高めるため、クレオソートに加えて B 系薬剤処理がなされていた可能性がある。

粗大破碎系試料に含まれていた重金属類の濃度は、CCA 系廃木材試料中の Cr, Cu, As, 有機系廃木材試料中の B の各含有濃度に比べて 1~3 オーダー低いことがわかる。しかし、Cu や B の含有濃度が一般木材より若干高くなっているため、これらの薬剤で処理された木材が混入している可能性は考えられる。

Table 3.2.3-7 廃木材試料の含有量分析結果

廃木材		As (mg/kg)	B (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	F (mg/kg)	PCDD/DFs (pg/g) (pg-TEQ/g)		PAHs (ng/g)	B[a]P (ng/g)	CPs (ng/g)	PCP (ng/g)
CCA 系	No.1	410	6.3	1,300	470	15	14,000*	6.8*	380*	<1*	5,400*	3,100*
	No.2	820	1.2	1,200	550	17						
	No.3	340	5.8	1,000	380	20						
	No.4	340	5.8	870	340	15						
	No.5	390	10	750	360	11						
	No.6	460	15	1,200	450	13						
有機系	No.1	2.5	130	18	16	—	9,000	29	11,000	37	12,000	100
	No.2	<0.1	720	17	25	—	5,100	18	9,600	33	4,500	73
	No.3	<0.1	120	12	13	—	6,700	21	7,800	17	8,900	90
一般木材	No.1	5.3	3.4	21	11	—	1,300	6.4	320	<1	1,100	350
	No.2	6.7	17	18	11	—	1,200	7.4	2,700	2.1	600	110
	No.3	<0.1	3.1	6.7	6.6	—	340	2.3	770	1.0	380	35
粗大 破砕系*1	大	0.51~16	17~19	2.0~2.5	4.9~5.0	19~23	1,300	4.6	8,300	130	1,100	510
	小	0.94~2.1	8.7~20	7.5~8.1	22~33	30~32	4,600	13	18,000	1,100	1,200	940
破砕ダスト*2		34~55	170~250	56~75	210~260	240~310	15,000	150	70,000	2,700	2,700	1,600

—: 測定せず。

*: 混合試料の測定値。

*1: 重金属類は 2 試料の最小～最大測定値。PCDD/DFs, PAHs, CPs は混合試料の測定値。

*2: 重金属類は 6 試料の最小～最大測定値。PCDD/DFs, PAHs, CPs は 1 試料の測定値。

破砕ダスト試料には、CCA 処理されていないと思われる試料に比べて高濃度の Cr, Cu, As が含有されていた。また、B, フッ素の濃度も他試料に比較して高濃度に含有されていた。ただし、破砕ダストは、木材以外の廃棄物を含む大型ごみを破砕する際の排ガスをバグフィルターにて集塵したものを試料としており、薬剤処理廃木材以外の汚染源の可能性も考えられる。

《CCA 処理木材の残存薬剂量及び存在形態について》

この調査において排出が確認された CCA 系廃木材は、その外見的特徴（形状や刻印）から、加圧式保存処理工場において CCA 処理され、家屋の土台等として用いられていた可能性が高いと思われた。このような住宅部材用の保存処理木材については、JIS や JAS 規格で使用環境や用途に応じた樹種や薬剤種・薬剂量等が定められている（3.2.3.2.2 参照）。ここで、土台用加圧式防腐処理木材に関する JIS 規格をもとに、

- ・ 最も薬剤吸収量が少なく（木材比重 0.5, 薬剤吸収量 3.5 kg/m^3 ）,
- ・ Cr, Cu, As の比率が今回の含有量分析試料中のそれに近い条件（CCA1 号 = CrO_3 : 60 %, CuO : 20 %, As_2O_5 : 20 %）

を仮定して薬剂量を試算したところ、Cr, Cu, As の合計値は約 $4,200 \text{ mg/kg}$ （それぞれ $2,200 \text{ mg/kg}$, $1,100 \text{ mg/kg}$, 910 mg/kg ）となった。また、比較的新しい市販の CCA 処理木材（2 検体）中の Cr, Cu, As を測定した結果によると、 $7,400 \text{ mg/kg}$ （3 成分の各平均値を合計したもの）になっている。

¹⁹⁾一方、この調査において、CCA 系廃木材試料中の Cr, Cu, As を加えた濃度は、最も多く含まれていたもので約 $2,600 \text{ mg/kg}$ であった。

これらの結果は、非常に限られた情報であり、使用開始時の木材中薬剂量等を安易に推定することはできないが、少なくとも CCA 処理木材使用中の薬剤の散逸について一考を加える意義を与えるものと思われる。使用中の薬剤散逸やその損失率については、廃材利用（長期利用や継続利用を含む）における耐久性や安全性の面からも、重要な要素になるだろう。

なお、CCA 元素の化学形態については、Cr や As は、水溶性の薬剤中ではそれぞれ、毒性の強い 6 価、3 価の形で存在しているが、木材注入後徐々に 3 価、5 価の形になり、難溶化されると言われている。¹⁹⁾今回の調査で形態別濃度は測定していないが、CCA 系廃木材に残存する薬剤の多くは、廃棄時には 3 価の Cr, 5 価の As の形態である可能性が高いと考えられる。

《残留性有機汚染物質》

表 3.2.3-8 に示す通り、PCP 及び PCDD/DFs 実測値については、CCA 系廃木材や破砕ダスト試料中濃度が他試料に比べて高かった。工業用 PCP 中に不純物として含まれる PCDD/DFs に関しては、高塩素化物が多く含まれていることが報告されており、^{31), 32)}この分析結果においても、図 3.2.3-6 に示す通り、PCP 濃度の高いこれら 2 試料中に O8CDD が多く含有されていることから、2 試料には PCP 処理された木材が含まれており、その PCP 中に不純物として PCDD/DFs が含まれていたと考えられる。破砕ダストについては、前述の通り、廃木材以外の大型ごみも混在した状態

で破碎処理されているため、PCP 処理廃木材以外の汚染源の可能性も考えられる。なお、試料中の PCP 濃度は、蛍光 X 線によるスクリーニングの検出限界 (Cl : 10 ppm 程度) に比して 1~2 オーダー低く、スクリーニング段階では把握されなかった。

PAHs については、有機系廃木材、粗大破碎系、破碎ダスト試料中濃度が CCA 系廃木材や一般木材中濃度に比して 1~2 オーダー高かった。有機系廃木材は、木材表面が黒色で粘性を持っていたことから、クレオソート処理されている可能性が高いと思われる。粗大破碎系及び破碎ダスト試料は、発癌性が懸念される B[a]P 濃度も他試料に比べて高く、管理・取扱に注意を要する。

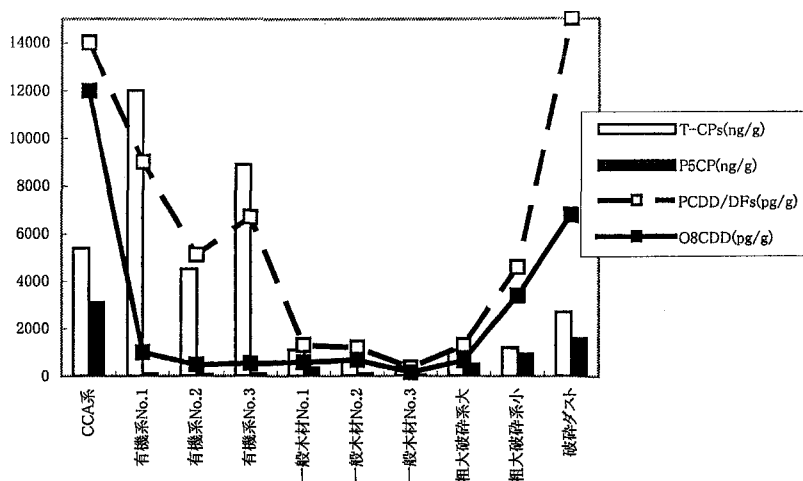


Fig. 3.2.3-6 試料中 PCP と PCDD/DFs (O8CDD) 含有濃度の関係

《薬剤処理廃木材の発生状況》

この調査においては、市民持ち込みごみとして排出されていた廃木材の中に、CCA, B 系, PCP, クレオソートの各薬剤で処理された可能性のあるものが含まれていることが確認された。

埼玉県における調査^{46, 48, 49)}では、1988 年に県内廃木材チップ化施設 9 事業所から廃木材チップ計 33 検体を、1998~1999 年に 3 事業所から計 10 検体を、2001~2002 年に 11 事業所から計 39 検体を採取し、有機塩素系薬剤や重金属類の分析を行っている。その結果、PCP を初めとする CPs の濃度が高く、ほぼ全ての廃木材チップについて ppm レベルで含まれていたこと、特に PCP については 13 年以上に渡り濃度と検出率がほぼ一定であること、その他の有機塩素系薬剤の検出も見られたが、ディルドリン及び DDT は濃度レベルと検出率の低下が顕著であったことを報告している。

これらの結果の一部を表 3.2.3-8 に整理した。これによると、様々な廃木材の混合物である廃木材チップ中濃度は、廃木材柱に比べ、概して低レベルであることがわかる。PCP については、防カビ目的で多くの木材の短期・一時処理に利用されていた²²⁾と思われ、ほとんどの試料で検出されている。このレベルの PCP (及び不純物として含まれる PCDD/DFs) の含有は、多くの場面で考慮する必要があると考えられる。また、Cr, Cu, As もほとんどの試料から検出されていることがわかる。

北海道における調査^{50, 51)}では、2000 年に旭川市内の建築解体現場において着色が認められた土台、柱を処理の種類(無処理, CCA, クレオソート, 吹付塗布)及び建築年で分類し、発生頻度を調査している。その結果、現在家屋解体により発生している廃木材は建築から 30 年程度経過したものが中心で、その多くがクレオソート処理されていたことがわかった。2002 年の調査においては、道内の産業廃棄物中間処理工場及び解体現場において着色が認められた廃木材に含まれる表面処理用木材保存剤について、重金属類及び有機塩素系薬剤(クロルデン類, ドリン類, DDT 類, BHC)の含有量を分析している。その結果、42 検体のうち 6 検体からクロルデン類が検出されたが、他の有機塩素系薬剤は検出されず、本州に比べて木材保存の歴史が比較的浅い北海道において発生する有機塩素系化合物はクロルデン類が主であると考えられた。また、4 検体は明らかに CCA 処理廃木材と思われる含有量であったが、北海道内で CCA 処理土台が普及したのは 1978 年以降と考えられ、本州より 10 年ほど遅れて、今後これらの排出が本格化することが予想される。

これらの結果から、現在排出されている可能性が高いと思われるのは、CCA、B系、PCP、クレオソートの各薬剤によって処理された木材であるが、有機塩素系薬剤（特にクロルデン類）についてもまだ注意が必要であると思われる。また、気候風土による薬剤処理木材適用の差異により、地域差があることも示唆された。

Table 3.2.3-8 薬剤処理木材発生動態調査の結果（mg/kg）

試料			結果								
調査	試料	検体数		Cr	Cu	As	B	PCP	クロルデン類	ドリル類	DDT類
京都市 (1999)	廃木材 柱	CCA系 n=6	平均	1,100	430	460	7.4	3.1	N.D.	-	-
			最小-最高	750-1,300	340-550	340-820	1.2-15	*	-	-	-
			検出率	100%	100%	100%	100%		0%		
		有機系 n=3	平均	16	18	0.80	320	0.088	N.D.	-	-
			最小-最高	12-18	13-25	<0.1-2.5	120-720	0.073-0.1	-	-	-
			検出率	100%	100%	33%	100%	100%	0%		
埼玉県 (1988)	廃木材 チップ	一般木材 n=3	平均	15	9.5	4.0	7.8	0.17	N.D.	-	-
			最小-最高	6.7-21	6.6-11	<0.1-6.7	3.1-17	0.035-0.35	-	-	-
			検出率	100%	100%	67%	100%	100%	0%		
		n=33	平均	95	220	3.0	-	0.79	0.16	0.11	0.10
			最小-最高	19-460	2.1-6,700	ND-30	-	-	ND-0.63	ND-1.7	ND-1.1
			検出率	100%	100%	88%		97%	79%	64%	49%
埼玉県 (1998)	チップ	n=10	平均	-	-	-	-	1.8	0.15	N.D.	0.011
埼玉県 (2001)		n=39	検出率	-	-	-	-	100%	70%	0%	30%
			平均	12	11	1.0	-	1.2	0.052	0.011	0.0060
			検出率	-	-	-	-	100%	49%	21%	23%

* 混合試料の測定値

3.2.4. 廃木材の循環過程について

3.2.4.1. 廃木材の循環過程

廃木材の排出後のルートとしては、循環（リサイクリング）と廃棄（最終処分）が考えられる。後者は焼却または／及び埋立処分だが、前者には様々なルートが存在し、また現在、検討・開発されている。

そこで、3.2.4.2 において廃木材の循環・廃棄フローについて整理した後、3.2.4.3 において薬剤処理木材の廃棄ルートについて簡単に紹介した。そして3.2.4.4 において廃木材の循環ルートに関する情報をまとめた。なお、廃棄ルートに関しては別途検討を進めている⁵²⁻⁵⁷⁾が、本研究においては、循環過程に焦点を当てるため、研究範囲に含めなかった。

3.2.4.2. 廃木材の循環・廃棄フロー

廃木材の排出後のフローについて、各種調査報告等^{2,4,5,58)}をもとに整理したものが図 3.2.4-1 である。これらは調査年や方法が異なるため、必ずしも整合性のとれたデータとは言えないが、大まかな状況を掴むために示した。これによると、発生する廃木材のおよそ半分が循環利用（燃料利用を含む）されているが、残りの半分は廃棄（縮減を含む）されているであろうと考えられる。これを建設工事、一般工場及び一般家庭からの廃木材、つまり古材にしばってみると、発生量 1,920 万 m³ のうち再資源化されているのは 26 %にあたる 490 万 m³ となることがわかる。

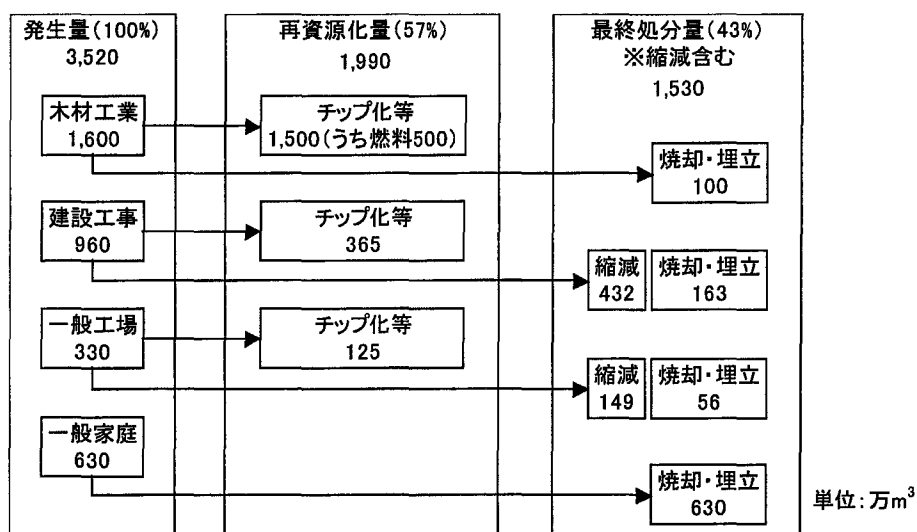


Fig. 3.2.4-1 廃木材の廃棄ルート

3.2.4.3. 廃木材の廃棄ルート

先述の通り、相当量の廃木材が廃棄処分されてきた。この廃棄方法としては、中間処理（焼却等による縮減）を経た後、埋め立てられるのが一般的と考えられるが、必ずしも管理下で適正に焼却処分されるわけではなく、不法投棄や不適正処理、野焼きも多かったことが指摘されている。

⁴⁸⁾ 廃木材については、建設リサイクル法においても、一定距離内に再資源化施設がない等再資源化が困難な場合には、縮減の実施が認められている。現時点では、広域に点在する建設物から廃木材が発生する一方で、木材再資源化施設は非常に少数で限られた地域にしかなく、縮減の実施が避けられないと考えられる。これを考慮すると、再資源化に向けた取組とともに、適正な縮減の実施を確保するための対策が求められる。適正処理に向けた視点の一つとしては、薬剤処理木材の混入への対策が挙げられる。

薬剤処理木材の使用後のルートをその用途から考えると、図 3.2.4-1 の用材由来廃木材に一定量含まれて排出されると思われる。用材の需要量と加圧式薬剤処理木材の生産量より、後者の割合が 1 %にも満たないことがわかっており、これに加圧処理木材以外を加えても、薬剤処理木材の

占める割合は数%であろう。しかし、焼却・埋立処分される廃木材に、残存薬剤成分が混入することを考えると、その挙動には注意を要する。薬剤処理木材の焼却処分に関しては、CCA や B 系薬剤処理木材の燃焼に伴う重金属類の揮散^{19, 59)}が指摘されてきた。また、クレオソート処理木材の燃焼に伴い高分子量の多環芳香族炭化水素が多く放出される可能性も示されている。⁵⁷⁾埋立処分に関しては CCA や B 系薬剤処理木材からの重金属類の浸出等が指摘されてきた。^{19, 52-56)}

経済協力開発機構（OECD：Organization for Economic Co-Operation and Development）が組織する木材保存剤ワークショップでは、薬剤処理木材の用途に基づいて主な廃棄ルートを特定し、その放出シナリオの提示とモデル化について検討している。廃棄ルートは国により異なるが、表 3.2.4-1 に示す通り、焼却、燃焼及び埋立が主要なルートとして挙げられている。各ルートにおいては、全媒体（大気、水、土壌、地下水）が曝露を受けるが、排出に影響を与える潜在因子は表 3.2.4-1 の通り特定されている。なお、焼却と燃焼に関しては、

- ・ 最新技術を用いた制御下の焼却は、薬剤処理木材の形態に関わらず効果的に処理できる
 - ・ エネルギー回収を伴うか否かの非制御下の燃焼は、処理木材の処理が可能か疑問である
 - ・ 両者において、飛灰と焼却残渣を慎重に処理する必要があり、重金属類を含む場合は特に注意を要する（特に、Hg と As は揮発するため、特殊な汚染制御技術での対応を要する）
 - ・ 温度条件と触媒となる Cu の共存が PCDD/DFs の形成に影響を与える
- との合意がなされており、制御下の焼却にプライオリティーをおいているのが特徴的である。⁶⁰⁾

Table 3.2.4-1 薬剤処理木材の主な廃棄ルートと重要因子⁶⁰⁾

主な廃棄ルート (順序は優先度や用途と無関係)	廃木材処理からの放出に 影響を与える潜在因子
<ul style="list-style-type: none"> ・ 次の特徴を有する焼却 <ul style="list-style-type: none"> － 高温 － 滞留時間 － ダイオキシン防止 － 緩和技術（フィルター、スクラバー） － 放出物のモニタリング 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 焼却炉の設計 ・ 運転条件 ・ 緩和技術（フィルター、STP 等） ・ 燃料混合
<ul style="list-style-type: none"> ・ 緩和技術と放出物のモニタリングを伴わない燃焼 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 燃焼プラントの設計 ・ 運転条件 ・ 緩和技術 ・ 燃料混合 ・ 保存剤タイプ
<ul style="list-style-type: none"> ・ 埋め立て <ul style="list-style-type: none"> － 設備（使用・運転条件）の先端が開いたものから閉じたものまで 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 保存剤タイプ ・ 地理的条件 ・ 設計（浸出、浸透、水はけ）

3.2.4.4.廃木材の循環ルート

3.2.4.4.1.廃木材の循環

大量に発生する廃木材に対し、最近になって、建設リサイクル法の制定に見られる廃棄物処分量減量化と、木材資源有効利用の観点から、廃木材循環ルートの確立が求められている。

ここでは、廃木材の循環を、

- ・ 再使用：形態を変えずに 1 回以上使用される製品に再度使用すること
- ・ リサイクリング：必ずしももとの形である必要はないが、廃棄された素材を用いて物理化学プロセスにより、新たな製品の生産を行うこと
- ・ 物質変換リサイクリング：熱変換プロセス、生物学的プロセスを用いて、廃棄物からエネルギー回収すること、またコンポストのような廃棄物由来の製品を作ること

の各ルートを含む概念とした。

なお、廃木材のリサイクリングについては、OECD 木材保存剤ワークショップが、再使用とリサイクリングを

- ・ 再使用／継続利用：『枕木を枕木へ／枕木を造園用材木へ』といった利用
- ・ リサイクリング：廃木材を裁断し、新剤を混合させた枕木を製造したり、処理木材を裁断してパーティクルボードを作成したりするといった素材リサイクリング；また、活性炭製

造、メタノール生産のためのガス化もここに含まれると定義している。しかし、この工程に関しては、製品の寿命延長に過ぎず、全体から見て少量であり、最終的には焼却等の主たる廃棄ルートに戻る、ということで、議論の主たる焦点にはならなかった。⁶¹⁾

3.2.4.4.2. 廃木材の循環ルート

廃木材の循環ルートには、建築資材等としての再使用／継続利用や木材チップとしての利用、炭化処理による利用等がある。資源の循環・廃棄フロー及び具体例を示したのが図3.2.4-2である。^{2, 6, 7, 62-66)}

循環ルートとしては、チップ化し、工業原料及び燃料へ利用するのが一般的とされる。建設リサイクル法においては、建設発生木材は、チップ化し、木質ボード、堆肥等の原材料として利用すること、これらの利用が技術的な困難性、環境への負荷の程度等の観点から適切でない場合には燃料利用を促進するとしている。そのために必要なこととして、再生製品についてのさらなる技術及び用途開発をあげている。また、開発等の動向を踏まえつつ、再資源化施設等の整備について必要な措置を講ずるよう努めるべきとしている。燃料利用については、木材が有価物である燃料として用いられる場合、「ダイオキシン類対策特別措置法」の規制が適用されないため、木材産業においてはエネルギー利用が有利との解釈もある。⁶⁷⁾なお、これらの利用実態については、地域によって大きな違いがあると考えられるが、現在それを整理するに足る情報は入手できておらず、定量的な情報は提示できなかった。

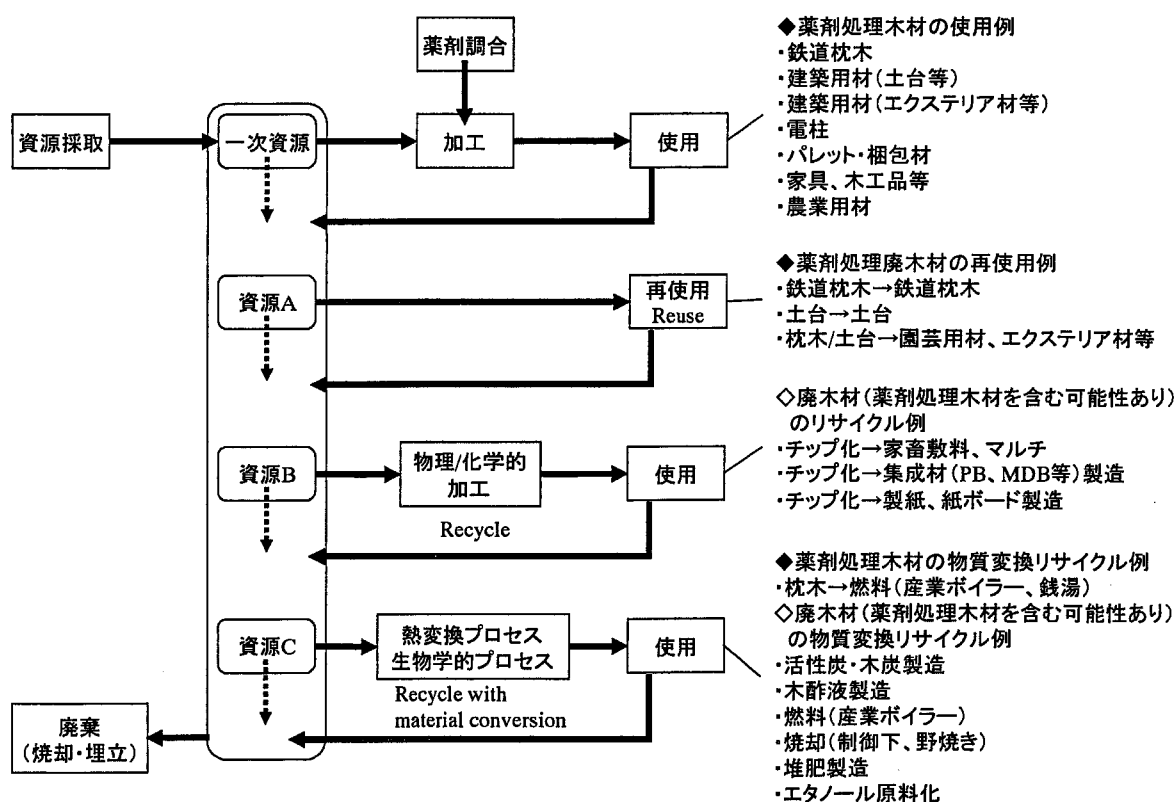


Fig. 3.2.4-2 廃木材の資源フローにおける循環・廃棄ルート

次に、各廃木材循環ルートについて、いくつかの代表的・特徴的なルートを取り上げ、その需要に係る背景や製造・使用状況等に関して、情報を整理した。

《廃木材再使用(市販廃枕木等)》

廃木材の循環・廃棄の階層対策において上位に当たるのが廃木材の再使用(継続利用)である。廃木材の中でも、特に薬剤処理木材は、その材質(強度、耐久性)を活かせる用途に再使用され

ることが考えられる。⁶⁾例えば、クレオソート処理された廃枕木はその風合いや耐久性から、園芸用や店舗用建築材料として市販されるものがある。^{2, 6)}また、Felton ら⁶⁸⁾は、薬剤処理木材をそのまま再使用する例として、PCP 処理木材の辺材部分を削り取り、商業用の製品として再使用したり、木材の劣化部分を削り取り、利用できる部分をつなぎ合わせて再使用したりする等の方法を挙げている。その他に、CCA や PCP、クレオソート等で処理された廃木材を遊具等に組み立てなおして再使用する例も報告され、これに対しては、児童への薬剤成分曝露の可能性に対して警鐘が鳴らされている。⁶⁹⁾

国内において、CCA や PCP 処理された廃木材の再使用に関するまとまった情報は得られていないが、クレオソート処理された鉄道廃枕木の再使用については、一定の情報が得られるだけでなく、実際に市販されている場面や利用されている風景もよく見られる。そこで、この市販廃枕木に関する情報を以下に紹介する。

日本国内において、クレオソート処理木材の用途として最も多い鉄道枕木については、図 3.2.4-3 に示す通り、加圧処理量は 1990 年代まで年々減少傾向にあったが、近年では年間 3 万 m³ 前後で一定しており、これらが継続して、廃枕木として排出されてくると考えられる。それら廃枕木の一部は、国内の日曜大工（DIY：Do it Yourself）店等において市販されていることが確認されており、外壁・庭園用材（エクステリア用材）や店舗用・室内装飾用材料等として利用されていることが報告されている。⁶⁾

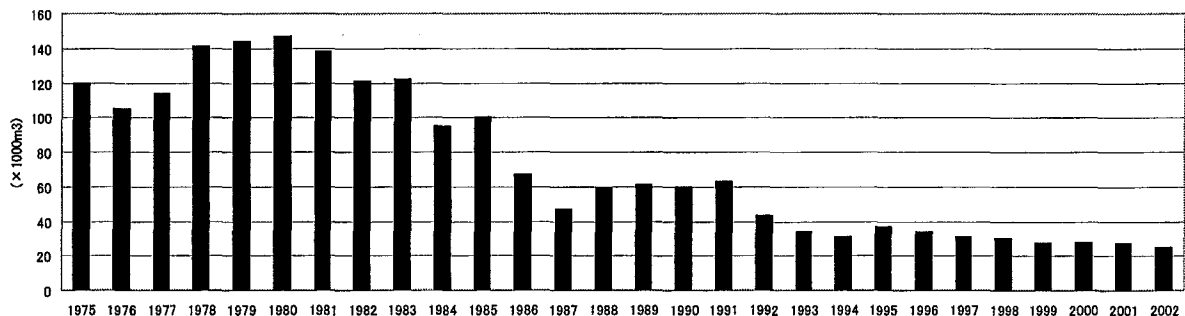


Fig. 3.2.4-3 枕木加圧処理量の経年変化¹⁸⁾

これら廃枕木には、クレオソートに含有されていた PAHs が残留していると考えられ、また併用された PCP や PCP 中不純物である PCDD/DFs が存在する可能性もある（3.2.3.2.2 参照）。従って、廃枕木の再使用過程では、作業や利用環境における廃木材由来粒子状物質や揮発分の取り込みによる PAHs や PCP、PCDD/DFs への曝露の可能性が考えられる。

廃枕木中有害化学物質の性状に関しては、いくつかの研究が行われてきた。Rotard ら⁷⁰⁾は、運動場で再使用されていた廃枕木中の PAHs 及びフェノール類を分析しており、いくつかの試料に発癌性や共発癌性 PAHs が比較的高レベルで確認されたとしている。また、Kohler ら³⁸⁾は、鉄道廃枕木中のクレオソート、PAHs 及びフェノール類を分析しており、年代の違う廃枕木の分析結果より、それら化合物のインベントリー、排出係数及び年間合計量を算出し、相当量の排出・曝露源になり得ることを指摘している。ただし、PCP や PCDD/DFs についての情報はレポートからは得られず、また、日本の枕木の性状に関する報告もなかった。

《家畜敷料》

廃木材チップの利用先の一つに家畜敷料がある。

家畜敷料には、従来、もみがらや干草といった農業廃棄物に加え、オガ屑やパーク（樹皮）といった林業副産物が用いられてきたが、家畜が増加する一方で、林業製品が減少しているために、林業の盛んな地域として知られる北海道のいくつかの地域でさえ、敷料不足が起こってきている。そうした状況の中で、家屋解体からの廃木材は、代替原料の一つとして期待されている。北海道における解体材からの廃木材敷料生産量は、2000 年の年間総量で 11 万 ton であり、これは、図 3.2.4-4 に示すように北海道内の解体材由来廃木材チップの 35 %を占める。^{71, 72)}また、埼玉県における廃木材破碎チップ化施設実態調査^{49, 73)}の結果からは、チップ化施設への廃木材搬入量（約 14

万 ton/yr) 及び再生チップの用途比率(敷料約 4.5 %)より、約 6,000 ton/yr の製造が推定される。全国規模や他の都府県での製造量に関するデータは得られなかったが、インターネットや文献の調査から、他府県においても廃木材を原料とした敷料が製造されていることは確認できおり、全国的に利用実態があると考えられる。

海外においても、アメリカ合衆国やイギリスにおいて、廃木材の一般的な利用先の一つとして家畜敷料利用が認識されている。⁷⁴⁻⁷⁸⁾アメリカ合衆国においては、リサイクルされる木質廃棄物の 0.3 %に当たる約 10 万 ton が家畜敷料として利用されているだろうとの報告がなされている。⁷⁴⁾ただし、これらが実際にどのような廃木材を原料としているかに関する明確な情報は得られていない。

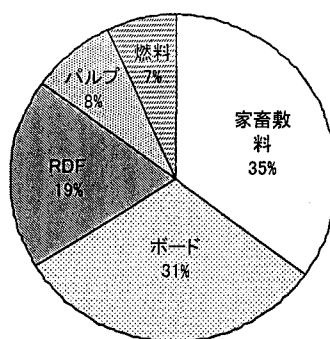


Fig. 3.2.4-4 北海道内建築廃木材チップ用途の内訳 (1995 年北海道立林産試験場調べ)⁷²⁾

このような家畜敷料としての廃木材の利用においては、解体材等の廃木材流から十分に除去できずに有害化学物質が混入することが懸念される。いくつかの汚染物質は、CCA、多様な PAHs ならぬクレオソート、CPs やその不純物として含まれる PCDD/DFs といった木材保存剤、また、ドリン類やクロルデン類といった有機塩素系薬剤が含まれている可能性が考えられる。家畜敷料は直接家畜に接する用途で用いられ、堆肥化後は、牧草地や畑の土壌に戻されるため、汚染物質が含まれていた場合、人畜への経皮、経口及び経気道曝露の可能性が考えられる。特に、木材保存剤に含まれている可能性のあるものの中には、家畜体内において蓄積され、肉や乳製品を通してヒトへ有害な影響を与える可能性の高い汚染物質もある。PCP 処理廃木材に含まれる可能性がある PCDD/DFs (3.2.3.2.2 参照) は、ヒトや野生生物への健康影響が懸念され、対策の優先順位が高い残留性汚染物質の一つである。PCP 処理木材が家畜施設周辺で用いられる場合、牛肉や牛乳中ダイオキシン類の重要な汚染源となる可能性が考えられる。^{79, 80)}

なお、欧州においては、食物連鎖におけるこのような汚染を制御するために、食品及び飼料中ダイオキシン類の基準値の設定が発効し、⁸¹⁾モニタリングとの組み合わせで統合され、システム化された仕組みがデザインされている。^{82, 83)}しかし、敷料等の飼料以外の家畜環境への対応はなされていない。

《木質ボード(パーティクルボード等)》

廃木材チップの利用先の一つに木質ボードの製造がある。木質ボードにも、チップのサイズや形状、加工方法により、パーティクルボード(PB: Particle Board)、ファイバーボード、フレークボードといった様々な製品が製造されているが、今回はその中でも代表的な製品である PB について紹介する。

PB は、一定サイズに切削した木質チップに接着剤を添加し、加圧成型した木質パネルであり、建築用材や家具木工用材等として用いられる。この PB の原料としては、従来新材チップが用いられてきた。しかし、最近になって、廃木材チップの利用先としても注目を集め、実際に廃木材(大半が建築廃材)を原料とした製品も製造されている。アメリカ、ドイツ等における PB 消費量が約 100 m³/千人/年である一方、日本では 12 m³/千人/年である⁸⁴⁾ことから、需要拡大の潜在性が見込まれる循環ルートと言えよう。

この廃木材(大半が建築廃材)チップを用いた PB 製造プロセスには、薬剤処理廃木材が原料として流入する可能性がある。PB については、薬剤処理木材の循環ルートとしての検討も行われている。Felton ら⁶⁸⁾は、薬剤処理木材の一般的なリサイクル方法の一つとして、木質ボード

への利用をあげており、経済的にも有効な方法だとしているが、問題点として、製造段階で薬剤処理木材が含まれていた場合、薬剤がボードの接着の妨げとなることや、有機系薬剤が揮散することによる衛生面での問題等を指摘している。また、土居ら⁸⁵⁾は、CCA 処理木材から製造した PB 中に含まれる Cr, Cu, As について測定を行っている。その結果、完成した PB 中には CCA がほぼ均一に分布していること、その含有量は約 3.6 kg/m³ であり、JAS や JIS 規格で定められていた加圧式防腐、防蟻処理木材の CCA 薬剤吸収量 3.5 kg/m³ 以上と同程度であり、耐朽性付与に有効であることが確認されたとしている。しかし、実際の製造プロセスへの各種化学物質の流入動態やそれらの挙動、また製品中各種化学物質への関係者の曝露等については明らかにされていない。

《活性炭製造》

廃木材の物質変換リサイクリングの一つに、活性炭や木炭、木酢液の製造がある。

炭化物は、空気の供給を制限して炭材（様々な種類の木材）を加熱・燃焼させることにより蒸し焼き状態にし、熱分解により製造する。炭材 100 kg から約 25 kg の炭ができると言われる。原料や製法等により性能が大きく異なるが、一般的には炭化温度が 600~800℃ の黒炭製炭と 600~1,000℃ の白炭製炭に分けられる。その用途としては、古くから燃料や製鉄の原料に使われてきたが、近年、エネルギー利用よりも住宅の床下調湿、土壌改良、水質浄化、排ガス吸着、脱臭、シックハウス原因物質吸着等、様々な物質を吸着する吸着剤（活性炭）としての利用が進んでいる。^{62, 86, 87)}

この活性炭利用の例として、京都市では、廃木材を炭化して活性炭を製造し、その活性炭を焼却処理施設の排ガス中ダイオキシン類吸着剤として利用することを目的とした検討を行った。将来的には、京都市内の全ての焼却処理施設における活性炭使用量は、年間約 900 ton に達することが予測されており、これを全て廃木材から製造する活性炭にシフトすれば、活性炭製造の際の収率を約 4 分の 1 として、年間約 3,600 ton の廃木材を有効利用することが可能となる。これは、原料選択が適切であれば、適正かつ安全なリサイクリングシステムの確立に資するルートと考えられる。

活性炭製造プロセスについては、過去に、原料として廃木材を利用した実際の活性炭製造プラント（燃焼温度：850℃、炭材投入速度 400 kg/hr）において、製造時の排ガス及びサイクロン灰、製品（活性炭）について調査を行っている。⁵²⁾その結果、重金属類や POPs は全て問題のないレベルであり、サンプリング時に供給された廃木材は適切に原料選択され、加工されていたと考えられた。一方、原料として薬剤処理木材が供給された場合の薬剤成分の挙動や製品に注意を要することを指摘する研究もある。永沢ら⁵⁹⁾は廃木材から製造された活性炭について重金属類の含有量等を調査しており、活性炭製造施設に投入される廃木材中の重金属類が活性炭中に残留し、さらには凝縮する可能性があることを示している。

《堆肥化》

廃木材の物質変換リサイクリングの一つに、堆肥の製造がある。

おが粉を初めとする木質廃棄物は、多孔性、保水性、排水性、通気性を持つことから微生物の繁殖の場として非常に優れており、堆肥の製造にも利用されてきた。家屋解体材についても、他の有機系廃棄物（コーヒー豆ます、茶かす等）と混合して堆肥を製造している例が報告されている。⁶⁵⁾また、先述した廃木材から製造した敷料についても、家畜の糞尿処理に用いられた後、堆肥化され、農地や牧場へ還元されるのが一般的である。このように、最終的に肥料として土に還元するルートについても、木材保存剤等の混入等に注意が促されている。^{48, 65)}岩崎⁸⁸⁾は、家畜糞堆肥や下水汚泥等の廃棄物系バイオマス由来の資材を農耕地へ施用することに伴う土壌への重金属類の蓄積や作物への移行性について解析している。その結果、投入される堆肥の多様化に伴って表層土壌に蓄積される重金属類は増大するが、土壌中の非晶質酸化物がそれら重金属類の植物への移行性を低下させるため、吸収量を増大させるには至っていないことを報告している。しかし、土壌 pH の低下や還元が生じると、非晶質酸化物に収着された重金属類は再び形態変化し、作物による重金属類吸収量が増大する可能性があり、今後、利活用される廃棄物系バイオマスの量と種類が増大することを考えると、重金属類含有量の評価のみならず、作物の重金属類吸収に影響を及ぼす諸要因について対応する必要があるとしている。

3.2.5. 廃木材循環過程におけるリスク制御に向けた取り組みの動向

3.2.5.1. リスク制御策

廃木材循環過程におけるリスク制御策の基本的な考え方としては、川上サイド（製造・販売・使用）へのフィードバックを念頭に置きつつ、川下サイド（既に製造・使用されている製品の回収・処理）において、廃木材流に対する総合的な対策や制御対象とする物質やルート等に応じた個別の対策を検討することが求められる。そこで、まず、3.2.5.2 において、川上サイドとして木材保存剤や薬剤処理木材に対する規制状況を把握した上で、3.2.5.3 において、川下サイドとして薬剤処理廃木材に対する規制状況を整理した。

3.2.5.2. 木材保存剤や薬剤処理木材に対する規制状況

《国内の木材保存剤規制状況》

日本では、木材保存剤は、国の承認・許可、登録制度の適用外であり、狭間製品との指摘がある。例えば木材害虫のシロアリやヒラタキクイムシ等に対して木材処理に用いられる殺虫剤は、薬事法で管理される医薬品及び部外品でも、農薬取締法で規制される農薬でもない。¹¹⁾

有機系の木材保存剤については、農薬からの転用も多いとされる。このような農薬のうち、主要なものの規制動向を表 3.2.5-1 に示した。これによると、安全性の問題から農薬登録が失効した後も、取締が緩い木材処理目的で使用が続けられ、最終的に化審法等で規制される例が多くみられることがわかる。一方、現在も木材保存剤として使用されている可能性のある物質には、アンツーやクレオソートのように農薬登録の失効した物質、臭化メチルのように毒物及び劇物取締法の劇物指定を受けている物質、ペノミルやペルメトリンのように『内分泌攪乱作用を有すると疑われる化学物質』として環境省がリストアップした物質⁸⁹⁾も含まれ、今後、これらについても安全性の検証が必要となる可能性が考えられる。

また、現在は使用が規制・自粛されている化学物質の中には、既に製品として使用されているものへの対応を行っている例もある。化審法で「第一種特定化学物質」の指定を受けている PCB については、2001 年「ポリ塩化ビフェニル廃棄物の適正な処理の推進に関する特別措置法」の制定により、PCB 廃棄物の処理体制の速やかな整備と確実かつ適正な処理が推進されることとなった。⁹⁰⁾また、先述の通り、PCDD/DFs の含有が認められた PCP についても、製造者が自主回収に乗り出している。しかし、PCP 処理木材についての対策は特に言及されていない。

《国際的な動き》

木材保存剤や薬剤処理木材については、近年になって国際的な動きがみられるようになった。その一つが OECD であり、殺生物剤（Biocides）の規制を眼中に入れ、まず各国が規制経験を持つ木材保存剤から取り組みを始めるとして、2000 年に木材保存剤の環境／人体暴露評価に関するワークショップを組織している。⁶⁰⁾また、2001 年に国際会議において指定された POPs^{91, 92)}や、近年関心が高まった内分泌攪乱物質（環境ホルモン）と疑われる物質の中には、木材保存剤の成分も含まれる。いずれにおいても、現段階では、川上サイドにおける規制に焦点が当てられており、今後、既に製造・使用されている製品について、いかに適正に回収・処理するかといった川下サイドの議論への発展が急がれる。

3.2.5.3. 薬剤処理廃木材に対する規制状況

《国内の薬剤処理木材規制状況》

日本における薬剤処理廃木材への対応としては、建設リサイクル法基本方針の中で「分別解体等及び建設資材廃棄物の処理等の過程における有害物質等の発生の抑制等に関する事項」として、CCA 処理木材への対応が述べられているのみである。それによると、CCA 注入部分（CCA 処理木材）については、それ以外の部分と分離・分別し、それが困難な場合には、CCA が注入されている可能性がある部分を含めてこれを全て CCA 処理木材として焼却又は埋立を適正に行う必要がある、この施設の整備等について関係者による取組が必要であるとされている。なお、この CCA 処理木材については、残留する CCA 成分に関する経済的な判別・分離・処理技術が未確立であること等の課題が明示されており、これらの課題について技術的・経済的な面からの調査・検討を行い、適正かつ能率的な CCA 処理木材の再資源化の推進に努める必要があるとの認識が示されて

いる。これからわかる通り、具体的な対策は提示されておらず、今後の課題に位置付けられているのが現状である。

Table 3.2.5-1 農薬登録されていた木材保存剤等の規制動向

農薬名 (商品名)	用途・特徴等	農薬・化審法による規制の流れ	海産*	環境ホルモン の可能性**
アルドリン (アルドリン)	・殺虫剤(海外では現在も使用) ・有機塩素系のドリン剤 ・土壌中で酸化されディルドリンとして残 留する可能性あり	1954登録 1975失効 1981化審法「第一種」指定	劇	あり
アレシリン (カダンA等)	・殺虫剤、家庭用殺虫剤、シロアリ駆除剤 ・ピレスロイド系薬剤 ・除虫菊に含まれるピレトリンに類似した 構造を持つ化合物群をピレスロイドと総称	1967登録	なし	
アンツー (ヤソアンツー等)	・防蟻剤(現在も使用)、殺鼠剤 ・ナフチルアミン類(発癌性あり)を不純物 として含有	1949登録 1974失効	なし	
エンドリン (エンドリン等)	・殺虫剤、殺鼠剤 ・有機塩素系のドリン剤 ・ディルドリンと異性体	1954登録 1973殺鼠剤失効 1981化審法「第一種」指定	毒	あり
キャプタン (オゾンサイド等)	・木材防カビ剤、殺菌剤(種子消毒、観賞 用植物の病害、木材殺菌等に適用) ・塩素を含むフルイミド系薬剤 ・代謝物の一つフォルベットにも要注意	1953登録	なし	
クレオソート	・木材防腐剤、忌避剤 ・クレゾールやナフタリン(臭気あり)含有 ・ベンゾピレン(発癌性あり)を不純物とし て含有	1959登録 1992失効	なし	あるもの含
クロルデン (クロルデン)	・シロアリ駆除剤、殺虫剤、防疫用薬剤 ・建築木材への塗布、合板などの接着剤 への添加、敷地土壌への注入等に多用 ・有機塩素系の薬剤	1950登録 1968失効 1986化審法「第一種」指定	劇	あり
クロルピリホス	・シロアリ駆除剤(販路拡大中)、殺虫剤 ・トリクロロピリジルの有機リン化合物	1971登録 1981失効	劇	
臭化メチル	・殺虫剤(としての生産量上位)、殺菌剤、 木材防疫剤 ・常温で気体の化合物で、燻蒸剤として 使用される	1950登録	劇	
カブタホル (ダイホルタン等)	・木材防カビ剤、殺菌剤 ・塩素を含むフルイミド系の薬剤 ・浸透移行性あり	1984登録 1989失効	なし	
チアベンダゾール [TBZ] (ビオガード等)	・木材防腐剤、殺菌剤、食品添加物、工 業用殺菌剤 ・カルベンダゾール(催奇性あり)と類似の 構造	1972登録	なし	
ディルドリン (ディルドリン等)	・シロアリ駆除剤、殺虫剤、家庭用殺虫 剤、羊毛防虫剤 ・有機塩素系のドリン剤 ・エンドリンと異性体	1954登録 1973失効 1981化審法「第一種」指定	劇	あり
ヒストリブチルスズ オキシド (ティンマルジョン等)	・木材防腐剤、殺菌剤、船底塗料、漁網 防腐剤 ・有機スズ系の薬剤	1960登録 1977失効 1986化審法「第二種」指定	劇	あり
フォルベット (フォルベット)	・木材防カビ剤、殺菌剤 ・キャプタンの代謝生成物の一つ	1969登録 1985失効	なし	
ペノミル (ペノレート)	・木材防カビ剤、殺菌剤 ・カーバメイト系の薬剤(浸透性あり) ・加水分解を受け、カルベンダゾールとし て残留する懸念あり	1971登録	なし	あり
ヘプタクロル (ヘプタ)	・シロアリ駆除剤、殺虫剤 ・有機塩素系の薬剤 ・クロルデンにも不純物として含有 ・代謝物はヘプタクロルエポキシド	1957登録 1972失効 1986化審法「第一種」指定	劇	あり
ベルメリン (アディオ)	・木材防蟻剤、殺虫剤、家庭用殺虫剤、 防疫用薬剤 ・ピレスロイド系の薬剤	1985登録	なし	あり
ホルムアルデヒド (ホルムアル、ホルマリン)	・木材防腐剤、殺菌剤、工業用殺菌剤、 衣料加工剤、メラミン樹脂などの原料 ・衣料製品・農薬等に使用規制あり ・特に吸気毒性が問題	1948登録 1990失効	劇	
マラソン (マラソン等)	・木材防疫剤、殺虫剤 ・ごみ埋立地での使用あり ・有機リン系の薬剤 ・酸化物質マラオキシドに要注意	1953登録	なし	
ベンゼンヘキサクロライド [BHC] (ガンマー、 ヘキサチン等)	・シロアリ駆除剤、殺虫剤、家庭用殺虫 剤、防疫用薬剤 ・有機塩素系の薬剤(混合物) ・γ-BHCに遺伝毒性接触毒作用あり	1949登録 1971失効 1974「輸出自費」の通達	劇	
CCA	・木材防腐剤 ・重金属類からなる	国内では農薬登録なし 1983技術輸入 1995水濁法強化	なし	
DDT (DDT)	・シロアリ駆除剤、殺虫剤、家庭用殺虫 剤、防疫用薬剤 ・有機塩素系の薬剤	1948登録 1971失効 1981化審法「第一種」指定	劇	あり
エチレンジブロマイド [EDB] (燻蒸用EDB)	・木材防疫剤、殺虫剤、ガンリン添加剤 ・輸入木材処理に用いられていたEDB・ BHC複合剤による中毒事件あり	1958登録 1984農水省「土壌燻蒸剤自費通達」 1983林野庁「購入中止決定」	劇	
ペンタクロフェノール [PCP]・ナトリウム塩 (アビオン等)	・木材防腐剤、シロアリ駆除剤、殺菌剤、 除菌剤、工業用殺菌剤、工業用防カビ剤 ・塩化フェノール系の薬剤	1955殺菌剤登録 1971水質汚濁性農薬指定により 1957除菌剤登録 使用規制 バリウム塩・銅塩は失効 1990失効	劇	あり
PF	・木材防腐剤 ・フッ化ソーダ、ジクロロフェノール、また はジクロロフェノールの他、重クロム酸塩 やヒ素化合物からなる	国内では農薬登録なし 戦後木製電柱等に適用…木製電柱減少とともに減少 使用継続中	なし	

* 毒物及び劇物取締法による指定の有無と種類
* ** 内分泌攪乱作用を有すると疑われる化学物質(環境省)
◆ 化審法により「第一種特定化学物質」(製造・販売・使用禁止)もしくは「第二種特定化学物質」に指定

《ドイツ廃木材条例》

ドイツにおいては、2003 年 4 月より廃木材の再生及び廃棄に関連する要求事項に関する条例（廃木材条例）（Ordinance on the Requirements Pertaining to the Recovery and Disposal of Waste Wood; Waste Wood Ordinance）が発効している。⁴²⁾そこでは廃木材の再生・廃棄に関して、

- 1) 廃木材排出者は廃木材をその汚染度や由来（表 3.2.5-2）により 4 つのカテゴリー（表 3.2.5-3）に振り分け、引き渡し証明書にカテゴリー及びその量を明記した上で廃木材処理施設へ引き渡すこと、
- 2) 廃木材処理施設においては、許容される利用方法（表 3.2.5-4）に従って、廃木材の選別・処理及び素材リサイクリング、エネルギー回収を担うこと、

とシステム構築に向けた具体的な要請が提示されている。さらに、許容利用方法の一つに挙げられた木材製品製造用チップについては化学物質含有量に関する基準値（表 3.2.5-5）が設定されており、目視及び分析による原料の点検・モニタリングが求められている。ドイツにおいては、物質循環及び廃棄物法（Closed Substance Cycle and Waste Management Act）の実効的な運営が求められているが、それを確実にするためには、個々の素材・廃棄物流に特化した条例が必要とされている。廃木材条例はそのようなパイロットプロジェクトとしても期待を集めている。国により廃木材リサイクリングを取り巻く事情は異なり、ドイツの先例をすぐさま日本に当てはめて考えることはできないが、このような試みについても注目しながら、リスク制御策を含めた廃木材循環廃棄システムの構築に向けて検討を進めていく必要がある。

Table 3.2.5-3 廃木材のカテゴリー

分類	廃木材の性状
A I	自然な状態か物理的な加工を受けたのみの木材で、使用中にほとんど有害物質に汚染されていないもの
A II	接着、塗布、コーティング、ラッカー塗布や他の処理を施された廃木材で、コーティングにハロゲン化有機化合物を含まず、木材保存剤を含まないもの
A III	コーティングにハロゲン化有機化合物を含んだり、木材保存剤を含んだりする廃木材
A IV	鉄道枕木、電話柱、ホップ柱、ワイン柱及び他の廃木材のような木材保存剤で処理され、その汚染のために A I ～III には分類されない木材で、PCBs(※)を含まない廃木材 ※PCBs 汚染木材に関しては PCBs 関連法規において別途対応

Table 3.2.5-4 許容される利用方法

再生方法	許容される廃木材分類				特別要求事項
	A I	A II	A III	A IV	
廃木材を木材製品製造用の木材チップに加工	○	○	(○)		A III の廃木材の加工は、コーティングと塗装の大半が除去された場合、加工中に除去される場合にのみ認められる。
更なる化学的利用のための合成ガス生産	○	○	○	○	連邦廃棄物管理令に基づいた免許を有する施設においてのみリサイクリングが認められる。
活性炭／工業用炭の製造	○	○	○	○	連邦廃棄物管理令に基づいた免許を有する施設においてのみリサイクリングが認められる。

Table 3.2.5-5 木材製品製造のための廃木材チップ中基準値

対象物質	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Cl	F	PCP	PCB
濃度(mg/kg-dry)	2	30	2	30	20	0.4	600	100	3	5

Table 3.2.5-2 廃木材発生源とそれに基づく一般的な分類

規制区分（例）			一般分類
木工業及び製材業からの廃木材		自然な状態の木からの廃木材，木くず，断片	AⅠ
		木材製品やその他の薬剤処理木材（有害不純物を含まない）からの廃木材，木くず，断片	AⅡ
梱包材	パレット材	ユーロパレット，工業用パレットのような堅材（solid wood）製パレット	AⅠ
		端材（derived timber）製パレット	AⅡ
		合成素材のパレット	AⅢ
		堅材で作られた輸送用ケース，木枠	AⅠ
		端材で作られた輸送用ケース，木枠	AⅡ
		野菜・果物・装飾植物箱，同様の堅材の木材で作られた箱	AⅠ
		弾薬箱	AⅣ
		堅材で作られたケーブルドラム（1989 以前）	AⅣ
		堅材で作られたケーブルドラム（1989 以降）	AⅠ
建設系廃木材	建築物敷地からの廃木材	自然な状態の堅材	AⅠ
		端材，樹皮をはいだ木材，薬剤処理された堅材（有害不純物を含まない）	AⅡ
	解体や補修で排出される	室内建具からの床材，二重天井，雨戸板（有害不純物を含まない）	AⅡ
	廃木材	室内ドアのドア板と枠（有害不純物を含まない）	AⅡ
		室内装飾のための輪郭板，天井パネル，装飾の横材等（有害不純物を含まない）	AⅡ
		PCB を含む調剤で加工された断熱・防音パネル加工板	廃棄
		構造に用いられるチップボード	AⅡ
		軸受け部分の骨組み材	AⅣ
		窓，窓枠，室外ドア	AⅣ
		屋外構造物として使用された浸漬処理木材	AⅣ
解体や捕集で排出される有害不純物を含む木材		AⅣ	
屋外構造物からの浸漬処理廃木材		鉄道の枕木	AⅣ
		送電柱	AⅣ
		庭園，造園等に使用された様々な木材や園芸用に浸漬処理された木材	AⅣ
		様々な農業用木材	AⅣ
家具		家具，自然な状態の堅材	AⅠ
		家具で，コーティングにハロゲン化有機物を含まないもの	AⅡ
		家具で，コーティングにハロゲン化有機物を含むもの	AⅢ
分厚い除去物（bulky refuse）からの廃木材（混合）			AⅢ
工業用途からの廃木材（例：工業床，冷却塔）			AⅣ
水力工業からの廃木材			AⅣ
解体された船や貨車からの廃木材			AⅣ
破損した構造物からの廃木材（例：焼けた木材）			AⅣ
廃木材から端材を製造する際に発生する微粒分			AⅣ

3.2.6. 研究対象の選択及び調査の設定

3.2.6.1. リスクキャラクタライゼーション及びインテグレーションの視点

ここでは、廃木材循環・廃棄のインテグレーションに向けた視点を簡単にまとめ、研究の具体的な設定を行う。

これまでの情報整理により、年間約 3,500 万 m³ と多量に発生する廃木材に対して、建設リサイクル法等の枠組みにより、循環ルートを組み込んだ対策が模索されていることがわかった。しかし、現状では発生量の 4 割程度が焼却等により最終処分されていると考えられる。このような最終処分に関しては、資源保全や埋立地消費、焼却等に伴う環境への有害物質放出等、特に広範な環境リスクが懸念される。一方、廃木材には、木材保存剤やその他の汚染源に由来して、多種多様な化学物質を含むものが混入していることがわかった。その中には、現在は使用規制・禁止されているが過去に使用されていた化学物質も含まれる。廃木材の循環利用に関しては、このような化学物質へのヒト曝露の機会を増加させる等、局所的なヒト健康リスクが懸念される。

これらのリスクの関係を単純化したモデルシナリオ（図 3.2.6-1）に基づいて概算したのが図 3.2.6-2 である。ここでは、現在国内で発生する廃木材 3,500 万 m³ (1,750 万 ton) について、その 10% が薬剤処理廃木材（PCP で殺菌処理され、不純物として 10 ng-TEQ/kg のダイオキシン類を含む）であると想定した。シナリオは、全量焼却処分（シナリオ 1）、50% 焼却処分 + 50% 再使用（シナリオ 2, 3）、全量再使用（シナリオ 4）した場合を考えた。50% シナリオでは、薬剤処理廃木材の分別をしない／できない場合（シナリオ 2）と完全に分別する場合（シナリオ 3）の 2 パターンを設定した。再使用せずに焼却処分する分については、新材の投入で補うものと考えた。そして、再利用後に全て焼却処分するものとした。

対象としたリスクは、

- 1) 再使用に伴うダイオキシン類へのヒト曝露
- 2) 焼却処分に伴うダイオキシン類の環境放出

とし、それぞれ、以下を指標として計算した。

- 1) ダイオキシン類存在量：再使用中のヒト曝露の機会を示す指標として、再使用されている廃木材に含まれるダイオキシン類の総量を用いた。
- 2) ダイオキシン類放出量：木材焼却からのダイオキシン類放出量に関するレビュー⁹³⁾を参考に、1 ng-TEQ/kg と設定した。また、ここでは PCP 処理廃木材も適切に焼却され、ダイオキシン類放出量は等しいと考えた。

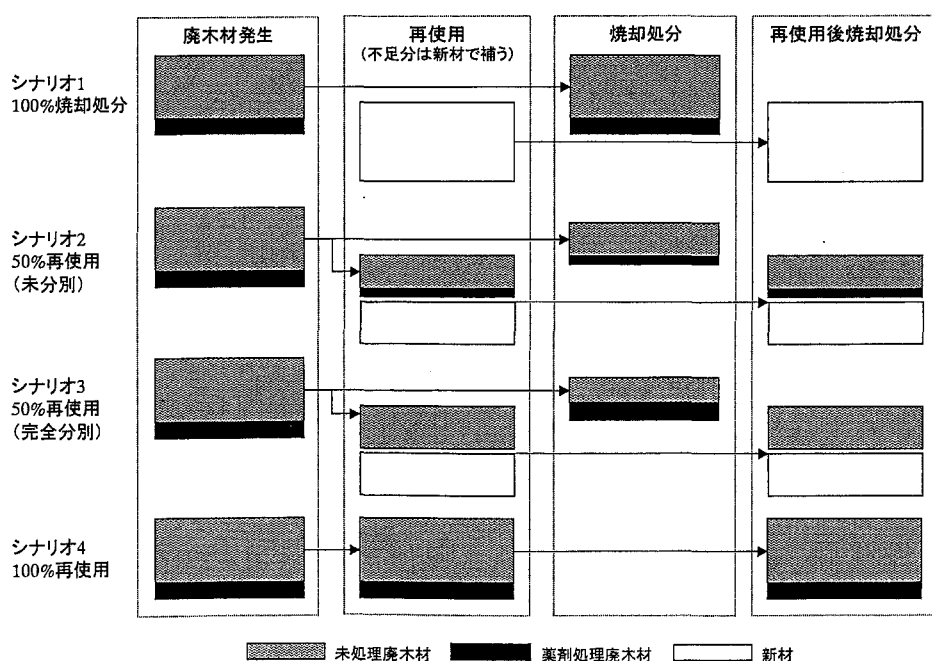


Fig. 3.2.6-1 廃木材循環・廃棄と新材投入を組み合わせたシナリオ

その結果、全量焼却（シナリオ 1）の場合、再使用に伴うダイオキシン類存在量は 0 となり、ヒト健康リスクは低減されるが、焼却に伴うダイオキシン類放出量は 35 g-TEQ となり、広範な環境リスクの増大に寄与することがわかる。逆に、全量再使用（シナリオ 4）の場合、焼却処分に伴うダイオキシン類放出量は 17.5 g-TEQ となり、広範な環境リスクは低減されるが、再使用に伴うダイオキシン類存在量も 17.5 g-TEQ となり、局所的なヒト健康リスクの増大に寄与することがわかる。つまり、一方のリスクを低減すると、もう一方のリスクが増大するというように、リスク間にトレードオフの関係があることがわかる。実際には、全量焼却や全量再使用ではなく、一定割合が再利用され、残りが焼却されている（シナリオ 2 及び 3）が、この場合にもシナリオ 2 に示す通り、両方のリスクが同時に存在することがわかる。ただし、シナリオ 3 に示す通り、リスク制御策の導入により、例えば再使用される廃木材流から薬剤処理廃木材を分別することができた場合、一定のリスク回避が可能であることも示唆される。持続可能な木質資源の利用にあたっては、このような異なる種類・スケールのリスク及びそのリスク間のトレードオフ関係、またそれらの制御可能性がインテグレーションに向けた重要な視点となる。

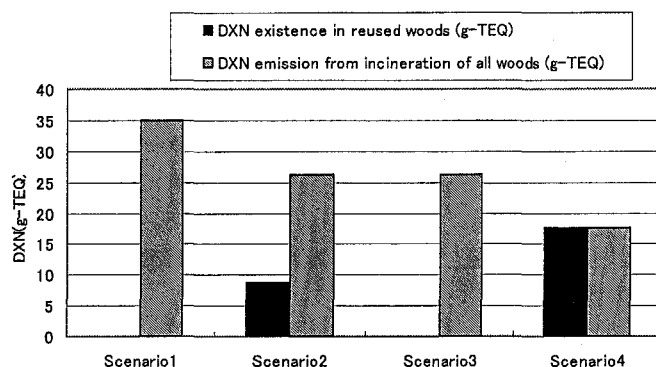


Fig. 3.2.6-2 再使用に伴うダイオキシン類存在量及び焼却処分に伴うダイオキシン類放出量

このモデルシナリオでは、ダイオキシン類を含む PCP 処理木材のみを対象に、焼却処分するか、再利用するかという 2 つのルートのみを想定して評価したが、実際には、3.2.3 で整理した通り、PCP やダイオキシン類のみならず多種多様な化学物質が流入し、また、3.2.4 で例示した通り、再使用のみならず複数の循環過程が存在し、それらが複雑に組み合わせられ、そこにリスクが存在することとなる。そこで、次に、これらの中から、本研究で対象とする物質及び循環過程を選択し、3.2.6.2～3.2.6.4 において提示した。

3.2.6.2.対象とする物質

本研究において対象とする主な化学物質は、整理した情報をもとに、

- 1) 重金属類（Cr, Cu, As, B 等）
- 2) CPs（PCP 等）
- 3) ダイオキシン類（PCDD/DFs, Co-PCBs）
- 4) PAHs（US EPA 指定 16 種）
- 5) クロルデン類、ドリルン類等

とする。これらはいずれも、廃木材資源への流入が報告されており、今後も流入の可能性が高いと考えられる有害化学物質である。また、流入源や形態、頻度、レベルのみならず、物性や毒性、その発現メカニズムが異なり、従ってリスクも異なる物質群である。

1)重金属類を含む無機系薬剤、2)CPs、4)PAHs を含むクレオソートは、それぞれ比較的長期間、広範囲に渡って使用されてきた木材保存剤である。3)ダイオキシン類は CPs の不純物として含有されていたり、処理過程において生成したりする可能性のある物質である。また、その他の汚染源から流入する可能性もあり、留意すべきだと考えられる。5)クロルデン類やドリルン類については、廃木材資源への混入実態は明らかではないが、様々な箇所へ防虫目的で付与されていたと考えられる。なお、他にも、各調査において対象物質の追加やしほりこみを行った。

3.2.6.3.対象とする循環過程

本研究において対象とする循環過程は、

- 1) 廃木材再使用（廃枕木の市販・再使用等）
- 2) 廃木材からの家畜敷料製造
- 3) 廃木材からの PB 製造

とする。これらは、いずれも、廃木材循環ルートとして機能している実態があり、調査フィールドが確保できたものであるが、図 3.2.4-2 に示す通り、循環対策において異なる階層に位置づけられるものを含む。また、製造過程や用途が異なり、原料や再生品に曝露する可能性のある対象者やそのリスクも全く異なる循環過程と言える。

1) 廃木材再使用は、再生製品の使用過程のみならず、再使用のための廃木材切断（加工）等の作業過程を含めた。この作業過程は、多くの廃木材循環過程で共有するプロセスであり、そのリスクやリスク制御策は多くの場面に当てはめることができると考えられる。中でも、市販廃枕木は薬剤処理廃木材再使用の代表例であり、子供を含む一般消費者への曝露が想定されることから、早急にリスクを検証すべきルートの一つと考えられる。2) 家畜敷料利用も、家畜が直接接触する用途であり、食物連鎖に結びつく可能性があることから、原料選択によって大きなリスクを有すると考えられる。一方、3) PB 製造についても製造・使用段階におけるリスクが考えられるが、その程度及びリスク制御の可能性は、他とは異なると考えられる。また、国内における需要量拡大の余地があり、有効な循環ルートになり得ると考えられる。

3.2.6.4. 調査の設定

本研究においては、対象とする各循環プロセスについて、次のように調査の展開を設定した（図 3.2.1 参照）。

- 1) 廃木材の再使用：フィールド調査としては、市販廃枕木に焦点を当て、実際に市販されている廃枕木等に含まれる対象物質を化学分析し、その性状について検討する。その調査結果や文献を参考に、廃木材の再利用プロセスにおけるリスク解析を実施し、リスク制御策を検討する。
- 2) 廃木材の家畜敷料製造：フィールド調査として、家屋解体材を原料とした家畜敷料に含まれる対象物質を化学分析し、その性状について検討する。その結果等を基に、家屋解体材の家畜敷料としての再利用におけるリスク解析を実施する。また、敷料を試料として、バイオアッセイによるスクリーニングやモニタリングの木質資源への適用を検討する。
- 3) 廃木材の PB 製造：フィールド調査として、廃木材を原料とした PB 製造プロセスにおける原料・製品やプロセス発生ガスに含まれる対象物質の濃度を化学分析し、その性状や挙動について検討する。その結果を基に、PB 製造プロセスにおけるリスク解析を実施し、また併せてライフサイクルインベントリ分析を実施する。

◆本節に関連する原著論文及び学会発表

◇学会発表

酒井伸一，真名子一隆，平井康宏，浅利美鈴，高月紘，中村一夫：薬剤処理木材の循環処理に関する研究，第 11 回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp.1199-1201 (2000)

浅利美鈴，平井康宏，水谷聡，高月紘，中村一夫，酒井伸一：廃棄過程にある薬剤処理木材の化学性状と溶出挙動，第 10 回環境化学討論会講演要旨集，pp.514-515 (2001)

浅利美鈴，平井康宏，水谷聡，高月紘，中村一夫，酒井伸一：廃棄過程にある薬剤処理木材の溶出挙動及び燃焼挙動，第 23 回京都大学環境衛生工学研究会シンポジウム，Vol.15, No.3 (2001)

浅利美鈴，平井康宏，松枝孝，高月紘，酒井伸一：クレオソート処理木材の多環芳香族炭化水素とその燃焼挙動，第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp.1206-1208 (2002)

高月紘，浅利美鈴，酒井伸一：廃木材の循環におけるリスク評価，第 53 回日本木材学会シンポジウム要旨集，pp.79-82 (2003)

東智則，山崎 亨史，杉山智昭，浅利 美鈴，高月 紘，酒井 伸一：北海道における廃木材中の表面処理用木材保存剤の分析，第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp.450-452 (2003)

◇その他

酒井伸一, 浅利美鈴, 高月紘: 薬剤処理木材と残留性化学物質の挙動, 安全工学, Vol.40, No.6, pp.411-419 (2001)

第3章 2節の参考文献

- 1) 増田武司, 須貝敏英, 小野雄策, 渡辺洋一, 小林進: 産業廃棄物の中間処理に関する研究 (I) (II), 埼玉県公害センター研究報告, No.17, pp.99-110 (1990)
- 2) (財)日本・住宅木材技術センター: 木質廃棄物利用推進事業報告書 (1996)
- 3) 国土交通省: 平成7年度建設副産物実態調査結果について,
http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/001/fukusan_01.html (1995)
- 4) 国土交通省: 平成12年度建設副産物実態調査結果,
<http://www.mlit.go.jp/toukeijouhou/chojou/index.html> (2000)
- 5) 北村寿宏, 柴田清, 片山裕之: 「環境への影響度」を定量的に表す方法の現状と課題 ～LCA法を中心に, 木材, 金属, プラスチックを比較する～, 木材工業, Vol.53, No.7, pp.300-306 (1998)
- 6) (財)日本・住宅木材技術センター: 木質廃棄物再資源化技術開発事業報告書 (1994)
- 7) (財)日本木材総合情報センター: 木質系残廃材を原料とするチップ製造業 (その1) (1998)
- 8) 間宮尚, 井上隆, 小林謙介: 建設混合廃棄物処理の実態調査, 第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.467-469 (2003)
- 9) 庄子幹雄: 建設業界における建設廃棄物リサイクルへの取り組み, 廃棄物学会誌, Vol.11, No.2, pp.134-141 (2000)
- 10) 環境省: 産業廃棄物の不法投棄の状況 (平成14年度) について (2002)
- 11) (社)日本木材保存協会: 木材保存剤入門 改訂版, (社)日本木材保存協会 (1998)
- 12) 角田邦夫: 木材保存剤の研究・開発の動向, 木材工業, Vol.52, No.5, pp.232-236 (1997)
- 13) 鈴木憲太郎: 木材保存, 木材工業, Vol.53, No.11, pp.512-515 (1998)
- 14) 石田英生: 木材保存, 木材工業, Vol.54, No.11, pp.545-547 (1999)
- 15) 石田英生: 木材保存, 木材工業, Vol.55, No.11, pp.577-580 (2000)
- 16) 植村振作, 河村宏, 辻万千子, 富田重行, 前田静夫: 農薬毒性の事典, 三省堂 (1988)
- 17) 林野省: 木材需給木材工業の現状 (昭和51, 57年版, 平成4, 8年版)
- 18) (社)日本木材保存協会 <http://www.soc.nii.ac.jp/jwpa/> (2003)
- 19) 高月紘, 酒井伸一: 有害廃棄物 (クリーン, サイクル, コントロールの視点から), 中央法規 (1993)
- 20) EC: Commission Directive 2003/2/EC relating to restrictions on the marketing and use of arsenic (tenth adaptation to technical progress to Council Directive 76/769/EEC) (2003)
- 21) US EPA: A Probabilistic Risk Assessment for Children Who Contact CCA-Treated Playsets and Decks, Draft Preliminary Report (2003)
- 22) 井上嘉幸: 木材の劣化と防止法, 森北出版株式会社 (1972)
- 23) 日本植物防疫協会: 農薬ハンドブック (1985)
- 24) ICSC: 国際化学物質安全性カード, <http://www.nihs.go.jp/ICSC/>
- 25) 東京都環境局: 環境ホルモン情報, <http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/horumon/ichiran.htm>
- 26) US EPA, 2000
- 27) D. L. Winters, R. G. Barton, K. E. Boggess, M. Davis, D. S. Alburty, M. N. Lorber: A Field Study to Evaluate the Potential for the Release of Dioxins from Pentachlorophenol-Treated Utility Poles. Organohalogen Compounds, Vol.43, pp.1-5 (1999)
- 28) M. N. Lorber, R. G. Barton, D. L. Winters, K. M. Bauer, M. Davis, J. Palauski: Investigation of the

- potential release of polychlorinated Dioxins and furans from PCP-treated utility poles, *Science of the Total Environment*, Vol.290, pp.15-39 (2002)
- 29) G. H. Eduljee, P. Dykkes: An updated of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK, *The Science of the Total Environment*, Vol.177, pp.303-321 (1996)
 - 30) P. H. Dyke, C. Foan, M. Wenborn, P. J. Coleman: A review of dioxin releases to land and water in the UK, *The Science of the Total Environment*, Vol.207, pp.119-131 (1997)
 - 31) S. Masunaga, T. Takasuga, J. Nakanishi: Dioxin and dioxin-like PCB impurities in some Japanese agrochemical formulations. *Chemosphere*, Vol.44, pp.873-885 (2001)
 - 32) WHO: Environmental Health Criteria 71 Pentachlorophenol (1987)
 - 33) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of Pentachlorophenol, dioxins, and furans in wood and beef, *Environmental Pollution*, Vol.116, pp.301-307 (2002)
 - 34) M. A. Engwall, J. J. Pignatello, D. Grasso: Degradation and Detoxification of the Wood Preservatives Creosote and Pentachlorophenol in Water by the Photofenton Reaction, *Water Research*, Vol.33, No.5, pp.1151-1158 (1999)
 - 35) M. T. Wan, J. V. Oostdam: Utility and Railway Rights-of-Way Contaminants: Dioxins and Furans, *Journal of Environmental Quality*, Vol.24, No.2, pp.257-265 (1995)
 - 36) EC: Commission Directive 1999/51/EC adapting to technical progress for the fifth time Annex I to Council Directive 76/769/EEC on the approximations of the laws, regulations, and administrative provisions of the Member State relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (tin, PCP and cadmium) (1999)
 - 37) WHO: Environmental Health Criteria 202 Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (1998)
 - 38) M. Kohler, T. Künniger, P. Schmid, E. Gujer, R. Crockett, M. Wolfensberger: Inventory and Emission Factors of Creosote, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), and Phenols from Railroad Ties Treated with Creosote: *Environmental Science and Technology*, No.34, pp.4766-4772 (2000)
 - 39) EC: Commission Directive 2001/90/EC adapting to technical progress for the seventh time Annex I to Council Directive 76/769/EEC on the approximations of the laws, regulations, and administrative provisions of the Member State relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (creosote) (2001)
 - 40) 日本木材保存協会「保存処理廃材のリサイクル利用技術ならびに安全廃棄技術」 (1994)
 - 41) 今村祐嗣: 薬剤処理木材のリサイクル／廃棄処理, *木材工業*, Vol.55, No.8, pp.342-343 (2000)
 - 42) The German Federal Environment Ministry's homepage:
http://www.bmu.de/english/download/waste/files/wastewood_background.pdf,
http://www.bmu.de/english/download/waste/files/wastewood_ordinance.pdf
 - 43) N. Kim, J. Fergusson: Concentrations and sources of cadmium, copper, lead and zinc in house dust in Christchurch, New Zealand, *The Science of the Total Environment*, Vol.138, pp.1-21 (1993)
 - 44) J. L. Adgate, G. G. Rhoads, P. J. Liroy: The use of isotope ratios to apportion sources of lead in Jersey City NJ, house dust wipe samples, *The Science of the Total Environment*, Vol.221, pp.171-180 (1998)
 - 45) N. Jabeen, S. Ahmed, S. T. Hassan, N. M. Alam: Levels and sources of heavy metals in house dust, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol.247, No.1, pp.145-149 (2001)
 - 46) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 細見正: 建設廃木材破碎施設における有害金属等の収支, *廃棄物学会論文誌*, Vol.14, No.6, pp.343-352 (2003)

- 47) 小林謙介, 間宮尚, 野正明, 井上隆: 実態調査に基づく建物解体廃棄物の処理に関する評価の試み, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.462-464 (2003)
- 48) 倉田泰人, 小野雄策: 建設廃木材中の化学物質 (第 1 報), 第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.414-416 (1999)
- 49) 倉田泰人, 渡辺洋一, 河村清史: 建設廃木材中の化学物質 (第 2 報), 第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.476-478 (2002)
- 50) 東智則, 斉藤直人: 建築解体材から発生する防腐処理木材の実態調査 (I), 第 51 回日本木材学会大会研究発表要旨集, p.658 (2001)
- 51) 東智則, 山崎亨史, 浅利美鈴, 高月紘, 酒井伸一: 北海道における廃木材中の表面処理用木材保存剤の分析, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.450-452 (2003)
- 52) 真名子一隆: 薬剤処理木材の循環処理に関する研究, 京都大学大学院工学研究科修士論文 (2000)
- 53) 酒井伸一, 真名子一隆, 平井康宏, 浅利美鈴, 高月紘, 中村一夫: 薬剤処理木材の循環処理に関する研究, 第 11 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1199-1201 (2000)
- 54) 浅利美鈴, 平井康宏, 水谷聡, 高月紘, 中村一夫, 酒井伸一: 廃棄過程にある薬剤処理木材の化学性状と溶出挙動, 第 10 回環境化学討論会講演要旨集, pp.514-515 (2001)
- 55) 浅利美鈴, 平井康宏, 水谷聡, 高月紘, 中村一夫, 酒井伸一: 廃棄過程にある薬剤処理木材の溶出挙動及び燃焼挙動, 第 23 回京都大学環境衛生工学研究会シンポジウム, Vol.15, No.3 (2001)
- 56) 酒井伸一, 浅利美鈴, 高月紘: 薬剤処理木材と残留性化学物質の挙動, 安全工学, Vol.40, No.6, pp.411-419 (2001)
- 57) 浅利美鈴, 平井康宏, 松枝孝, 高月紘, 酒井伸一: クレオソート処理木材の多環芳香族炭化水素とその燃焼挙動, 第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1206-1208 (2002)
- 58) 原田寿郎: 森林・木材由来の未利用資源の現状, 木材工業, Vol.54, No.8, pp.356-360 (1999)
- 59) 永沢正行, 篠崎邦男, 玉信一, 田中秀紀: 廃木材活性炭製造及び品質評価調査, 都市清掃, Vol.48, No.206, pp.229-232 (1995)
- 60) OECD: Draft Report of the OECD Workshop on Exposure Assessment to Wood preservatives (2000)
- 61) R. Peek: Disposal of Waste Wood- A German Perspective, Background Document 6 of OECD Workshop on Environmental Exposure Assessment to Wood Preservatives (2000)
- 62) (社)全国木材組合連合会: 木質バイオマスの動向について,
http://www.zenmoku_kankei/kan_recycle/trend/index.html
- 63) 秋山俊夫: 木質資源のリサイクルの推進, 木材工業, Vol.48, No.2, pp.86-89 (1993)
- 64) 占部武生, 基昭夫, 石井之宏, 本田正, 鈴木重和: 平成 3 年度清掃研究所研究報告, pp.240-250 (1992)
- 65) 堀江秀夫, 東智則: 再利用の実態と将来, 北海道林産試験場だより 3 月号, pp.10-18 (2000)
- 66) 高山光子, 石河周平, 清野新一: 北海道における建設廃木材の処理・再資源化状況に関する調査, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.453-455 (2003)
- 67) 中村孝雄, 門田成生: 木材産業におけるバイオマスエネルギーの利用, 木材工業, Vol.55, No.5, pp.201-204 (2000)
- 68) C. C. Felton, R. C. D. Groot: The recycling potential of preservative-treated wood, Forest products journal, Vol.46, No.7/8, pp.37-46 (1996)
- 69) S. Fields: Caution – Children at Play, Environmental Health Perspectives, Vol.109, No.6, pp.A262-A269 (2001)

- 70) R. Wolfgang, M. Wolfgang: Gas Chromatographic-Mass Spectrometric Analysis of Creosotes Extracted from Wooden Sleepers Installed in Playgrounds, *Analytical Chemistry*, Vol.59, pp.65-69 (1987)
- 71) 堀江秀夫: 木造住宅解体材と間伐材の家畜敷料としての可能性, 北海道林産試験場だより 1 月号, pp.6-9 (2002)
- 72) 清野新一: 建築廃木材のリサイクルの現状と課題, 北海道林産試験場だより 10 月号, pp.6-7 (2002)
- 73) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 河村清史, 細見正明: 埼玉県における廃木材破碎チップ化施設実態調査, 第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.473-475 (2002)
- 74) USDA, <http://www.ers.usda.gov/publications/ius6/ius6f.pdf>
- 75) Peaks to Prairies, <http://peakstoprairies.org/p2bande/Construction/C&DWaste/gypwood.cfm>
- 76) The Clean Washington Center, http://www.cwc.org/wd_bp/wd_bp_pdf/4-06-02.pdf
- 77) THE WASTEBOOK, <http://www.recycle.mcmail.com/wood.htm>
- 78) euiworld magazine, <http://www.euiworld.net/uk/ezine/1102/easibed.htm>
- 79) G. F. Fries, D. J. Paustenbach, D. B. Mather, W. J. Luksemburg: A Congener Specific Evaluation of Transfer of Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans to Milk of Cows following Ingestion of Pentachlorophenol-Treated Wood, *Environmental Science and Technology*, VOL.33, NO.8, pp.1165-1170 (1999)
- 80) J. K. Huwe, V. J. Feil, G. L. Larsen, R. G. Zaylskie: Pentachlorophenol levels in beef adipose tissue as an indicator of treated-wood exposure, *Organohalogen Compounds*, Vol.43, pp.101-103 (1999)
- 81) EC: IP/01/1698, IP/01/1670
- 82) R. Hoogenboom: The combined use of the CALUX bioassay and the HRGC/HRMS method for the detection of novel dioxin sources and new dioxin-like compounds, *Organohalogen Compounds*, Vol.55, pp.11-16 (2002)
- 83) F. Verstraete: Development and implementation of an EC strategy on Dioxins, Furans and Dioxin-like PCBs in food and feed, *Organohalogen Compounds*, Vol.55, pp.1-4 (2002)
- 84) 日本繊維板工業会: ファイバーボード, パーティクルボード, 会報 No.116 (1999)
- 85) 土居修一, 菊地伸一: CCA 処理土台からのパーティクルボードの製造, 木材保存, Vol.13, No.2, pp.10-16 (1987)
- 86) 岸本定吉監修: 炭・木酢液の利用辞典, 創森社 (1997)
- 87) 岸本定吉監修: 炭・木酢液大百科, チャーチル・コミュニティー (1997)
- 88) 岩崎貢三: 環境保全型農業に伴う重金属類蓄積, 環境保全, No.18, pp.13-22 (2003)
- 89) 環境省: 内分泌攪乱物質問題への環境庁の対応方針について, <http://www.env.go.jp/chemi/end/endindex.html>
- 90) 環境省: ポリ塩化ビフェニル廃棄物の適正な処理の推進に関する特別措置法案及び環境事業団法の一部を改正する法律案について (2001)
- 91) 環境省: 残留性有機汚染物質 (POPs) に関するストックホルム条約外交会議 (概要), http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=2261&hou_id=2636
- 92) 酒井伸一, 森千里, 植田和弘, 大塚直: 循環型社会 科学と政策, 有斐閣アルマ (2000)
- 93) F. William, Jr. Carroll: The relative contribution of wood and poly(vinyl chloride) to emissions of PCDD and PCDF from house fires, *Chemosphere*, Vol.45, pp.1173-1180 (2001)

3.3.廃木材のリスクキャラクタライゼーション手法

3.3.1.はじめに

本節では、廃木材のリスクキャラクタライゼーション手法として、廃木材に含まれる対象化学物質（特にダイオキシン類）への化学分析と生物検定法（バイオアッセイ）の適用を比較・検討し、本研究で採用する手法について紹介した。これは、図 3.1 では『リスクキャラクタライゼーション手法の開発・検討』のステップに当たる。

3.3.2 において、一般的なりスクキャラクタライゼーション手法としての視点から化学分析とバイオアッセイを比較し、また、特にダイオキシン様物質を対象とした場合の手法の比較を行った。そして、3.3.3 において、本研究で適用した CALUX バイオアッセイ手法について紹介し、3.3.4 では、木質資源への CALUX バイオアッセイ適用に向けた前処理方法の検討を行った。

3.3.2.化学分析とバイオアッセイ

3.3.2.1.化学分析とバイオアッセイ

先述（2.2.3 参照）の通り、近年は、低濃度化学物質へのリスク対策の時代と言われ、多種多様な化学物質の存在やそのリスクが認知されつつある。¹⁾中でも、POPs としてリストアップされた 12 物質（PCBs, PCDDs, PCDFs, クロルデン類, ヘプタクロル, アルドリン, ディルドリン, エンドリン, ヘキサクロロベンゼン, DDT, トキサフェン, マイレックス）は、地球規模で緊急に対応すべき物質とされている。これらは、環境中で分解されにくく（高残留性）、脂溶性で生物濃縮性が高く（高生物蓄積・濃縮性）、半揮発性で大気経由の移動があり（高揮散・移動性）、ヒト健康・環境への有害性（毒性）が確認されている有機化合物であり、その性質上、地球規模でヒトや環境中に広範に存在することが確認されている。²⁻⁴⁾廃木材中にも、PCBs, PCDD/DFs, クロルデン類, ヘプタクロル, ドリン類が存在する可能性があり、本研究における対象化学物質としてあげている。

《化学分析》

これらの物質に対するリスク管理の基本的ツールとして、特定の物質（異性体）を同定及び定量するための技術が開発されてきた。その中核をなすのが化学分析法である。

化学分析法は、大きくは、抽出、クリーンアップ（妨害物質除去）、機器による測定の三段階に分けられ、それぞれ、対象物質や対象試料の性状に合わせた手法が開発・実用化されてきた。⁵⁾特に、廃棄物試料は、多種多様な物質で汚染されているもの、その汚染物質の種類やレベルが不明なものも多く、クリーンアップが重要なプロセスと考えられるが、各種クリーンアップを組み合わせても、完全に目的成分だけにはならず多少は妨害物質が残ってしまうのが現状である。そのような技術的限界に加えて、前処理や機器分析に係る膨大な費用や時間が、大規模な調査や定期的なモニタリングの制約となり、他方でバイオアッセイを含めた簡易分析法の開発を促してきた。

《バイオアッセイ》

バイオアッセイとは、単一生物（培養細胞等も含む）、あるいは生物群からなる生態系に、対象とする（有害）物質を曝露し、生物応答の程度（測定エンドポイント）より、その生態影響（評価エンドポイント）を評価する試験である。⁶⁾化学分析との比較より、バイオアッセイの特徴を表 3.3-1 のように集約することができる。⁶⁻⁸⁾

Table 3.3-1 バイオアッセイの特徴

バイオアッセイ	化学分析
<ul style="list-style-type: none">・ 環境中の様々な物質による毒性影響を総合化して評価できる・ 前処理を施すことによって、化学物質個々の特性を同定・定量することもできる	<ul style="list-style-type: none">・ 広範囲の個々の化学物質を、定量的に、高選択性、高感度で測定できる
<ul style="list-style-type: none">・ 比較的短時間、低費用で高感度の実験も可能である・ 急性及び慢性毒性影響のスクリーニング試験として利用できる	<ul style="list-style-type: none">・ 時間・費用がかかる・ 基準値との比較が可能であり、規制上便利である
<ul style="list-style-type: none">・ 様々な栄養レベルにある生物を用いることにより、リスクの高い生物（種、器官等）を推定することができる	<ul style="list-style-type: none">・ 時間的、空間的サンプリング（測定）の瞬間を反映するのみである

表 3.3-1 からわかる通り、バイオアッセイは、特定の物質の簡易分析法としての開発・検討も進められているが、より広義なリスクキャラクタライゼーション手法としても注目を集めてきた。つまり、生態毒性への影響を評価する視点や複数の物質による有害性を総合的に評価する視点である。

《生態毒性》

有害特性を評価する視点は、様々に定義され、分類され得るが、有害性 (hazardous) として危険性 (dangerous) 及び毒性 (toxic) の双方を含める概念として捉えられていること、また、毒性として、ヒトへの急性毒性のみならず慢性毒性や生態系への毒性を含む概念に拡張されつつあることは、国際的に共通した動きであり、合意されつつある概念と言える。⁹⁾このような新しい有害性概念は、新しい有害性管理システムの確立を要求するものである。特に、毒性に関わる現行の規制の多くは、ヒト健康影響に焦点が当てられ、生態毒性という視点からの配慮は十分とは言えなかった。そのような中で、2003 年の化審法改正に当たって、生態系の保全を目的とした化学物質の審査・規制の枠組みが導入された。これは、新たな潮流を示すものと考えられる。

生態毒性への議論の展開に当たっては、まず生態系に対する概念を正しく認識し、生態毒性を評価することが求められる。青山⁷⁾は学問的視点から、生態系の概念及び生態毒性評価に必要な視点を示している。それによると、生態系は、「構造」と「機能」の側面が不可分なものとして統一的存在しており、単純には、機能的側面であるエネルギーと栄養物質の流れを、分解者、生産者、消費者という構造面が規制している。従って、生態毒性はその両側面に関わるところから評価すべきだと述べている。最終的に何をもって「生態に毒性である」と評価するかということは、価値観を含む大きな問題と言える。

生態影響・生態学的評価に対するエンドポイントとしては、「測定エンドポイント」と「評価エンドポイント」に分類する例がある。⁷⁾その二分類と先述の「構造」／「機能」側面の視点から整理したエンドポイントの例を表 3.3-2 に示す。これらは無秩序に列举したもので、時空的、また生物学的スケールの違い、システムの複雑性の観点からは、十分に整理できていない。しかし、これらのスケールの違いは、生態毒性を考える上では非常に重要な要素である。特に、測定ポイントと評価ポイントの間には、明らかに時空間的・生物学的スケールの違いが存在し、その関係を実験的・論理的に記述した上で、測定ポイントから評価ポイントへ外挿することが求められる。

Table 3.3-2 生態影響評価のエンドポイント

	【測定エンドポイント】 生物系の応答の計測から取得	【評価エンドポイント】 保護されるべき環境の価値に対する定義
【構造】 ある時空間の量 として記述	<ul style="list-style-type: none"> 死亡率 (年齢固有) * 50%死亡用量 (LD₅₀) 50%死亡濃度 (LD₅₀) 寿命 生物種の量 アルカリ度 伝導度 栄養塩量等 	<ul style="list-style-type: none"> 死亡 (死亡が見られない*) 絶滅がみられない* 種数 (種の多様性) (多様性の減少が見られない*) 種の豊富さ 個体数の範囲に顕著な減少が見られない* 類似性 バイオマス 栄養構造等
【機能】 系における変化 として記述	<ul style="list-style-type: none"> 多産性* 成長* 生産速度 増殖速度 NOEL, NOAEL LOEL, LOAEL グルコース分解速度 栄養塩消失速度等 	<ul style="list-style-type: none"> 生産力 (生産性に顕著な減少が見られない*) 生態群の数度に顕著な減少が見られない* 個体群に顕著な質の損失が見られない* 呼吸 栄養の摂取 分解 回復等

* : SECOTOX (The International Society of Ecotoxicology and Environmental Safety Conference) のワークショップであげられた集団レベルでのエンドポイント

《総合的評価》

化学物質が与えるヒトや生態系への影響については、個々の化学物質の有するある特定の有害特性を定量化する評価の枠組みが中核とされてきた。しかし、実際の化学物質への曝露の場面で

は、化学物質単体への曝露より、混合化学物質への曝露や曝露の複合化が一般的であり、重要である。また、それらの化学物質は、異なる複数の有害特性を有し、さらに相互に作用しあう可能性も考えられる。

例えばダイオキシン類の毒性に関しては、2,3,7,8-TCDD の毒性を基準として、17 種の PCDD/DFs 及び 12 種の PCBs について毒性等価換算係数（TEF：Toxicity Equivalency Factor）が設定されており、それに個々の異性体の絶対量を乗じて毒性等量（TEQ：2,3,7,8-TCDD Toxicity Equivalents）を求める評価の枠組みが一般化している。この TEF には、様々な毒性影響が仮定されており、それらを統合し、複数の異性体を扱うという意味においては、優れた総合評価指標と言える。通常の機器による異性体分析では、TEF の設定された異性体についてのみ分析し、それによって求めた TEQ を用いて試料の毒性を評価することが一般的である。一方、環境試料には、PBDD/DFs やポリ塩素化ナフタレン（PCNs：Polychlorinated naphthalenes）、PAHs 等、ダイオキシン類と同様の生理活性を有すると推定されている化合物が共存していると考えられるが、それらは分析されないことが多い。従って、化学分析によって TEQ を求めることには環境試料のリスクを過小評価してしまう危険性があると考えられる。

US EPA は、このような混合化学物質の健康リスク評価のためにガイダンス¹⁰⁾をまとめており、最初の重要なステップとして、入手可能なデータの質を検証すべきであることを述べている。具体的には、入手可能なデータは、単独の化合物に関するものなのか、それとも混合物に関するものなのか、毒性発現メカニズムが類似した物質なのか、排出源や化学構造式、生物学的活性等でグループ化できるのか、といった視点から検証した上で、利用目的に応じた手法例を参考にリスク評価を行うこととしている。一方、十分な情報が得られない場合は定性的なリスク評価にとどめるべきだとしている。混合化合物研究の初期にある現段階では、十分なデータが入手できない場面も多いと考えられる。

これに対して、単独物質ではなく、特性の検出を対象としたバイオアッセイによるデータの入手が有力な手段と考えられている。Feron ら¹¹⁾は、混合化学物質に関連した不可逆的なヒト健康影響に関する国際的な動向として、新しい技術の開発や最近の研究を紹介しており、その中で遺伝子発現技術の利用について取り上げ、化学物質の相加・相乗効果の検出に最も適した手法であるとしている。遺伝子アッセイを用いた混合化学物質の毒性評価に関しては、現在、様々なレポーター遺伝子に着目した研究が行われているが、アッセイそのものの毒性発現メカニズムが十分に解明されていないものがあったり、また単一のアッセイでは対象とする毒性が限定されてしまう可能性があったりする等、毒性発現メカニズムに基づいた総合的な有害性評価に向けては、今後の大きな研究展開が必要と考えられる。

Table 3.3-3 生態毒性評価のためのバイオアッセイ法の例

	生物種・材料	生物応答やその試験法
個体	魚類、無脊椎動物、藻類、昆虫類	生存率、成長率、行動等
	*藻類	*成長阻害試験
	*ミジンコ類	*急性遊泳阻害試験及び繁殖試験
	*魚類	*急性毒性試験 *延長毒性試験－14 日試験 *初期生活段階毒性試験
	*鳥類	*摂餌毒性試験 *繁殖試験
	*ミミズ	*急性毒性試験
	*陸棲（生）植物	*生長試験
細胞	培養細胞、単離細胞、 バクテリア、酵母、 単細胞藻類	生存率、培養率、細胞機能（蛋白合成、DNA 合成、 ATP 合成、酵素活性、酵素誘導等）、染色体異常等
	*活性汚泥	*呼吸阻害試験
細胞内小器官	ミトコンドリア	MTT 還元能、薬物代謝能
人工細胞膜	リポソーム	膜損傷率

*：OECD 提示試験法

《バイオアッセイの導入》

バイオアッセイの特徴を活かすためには、目的に応じてエンドポイント及び手法を選択する必要がある。また、バイオアッセイに求められる4つの特性、つまり1)感度、2)特異性、3)簡易性、4)安定性のすべてに適合させるためには、複数のバイオアッセイ法を互いに補完させることも考えられる。⁸⁾化学物質の生態毒性を評価するための具体的な手法例⁹⁾及びOECD化学品テストガイドラインにあげられた生態毒性試験法10項目⁷⁾を表3.3-3に示す。実環境における生態系を実験系として再現するのは困難であり、現在のところ、確立しているのは単一生物に対する試験法である。そのため、前述の通り、生物学的スケールの差異（試験に供する単一生物と生態系との関係）を実験的・論理的に記述する必要があることを念頭におかねばならない。なお、ダイオキシン類縁化合物に関するバイオアッセイ手法については、後に詳しく述べる。

3.3.2.2.ダイオキシン類縁化合物のバイオアッセイ

ダイオキシン類縁化合物の人体・生態曝露に関しては、様々な面で大きな懸念が存在している。その定量法には、質量分析法（MS：mass spectrometry）あるいは電子捕獲型検出器（ECD：electron capture detection）を備えたガスクロマトグラフィー（GC：gas chromatography）のような古典的化学分析がある。また、生物学的検出法（BDMs：bioanalytical detection methods）として、バイオマーカー（野生生物・ヒトへの影響等）、動物の全身曝露（*in vivo*での実験的曝露）、細胞あるいは器官レベルのバイオアッセイ（EROD、*in vitro*ルシフェラーゼ等）、タンパク質結合アッセイ（リガンド結合及び免疫測定法）等がある。なお、ダイオキシン類のBDMsを論ずるにあたっては、「バイオアッセイ」をアリール炭化水素受容体（AhR：aryl hydrocarbon receptor）依存メカニズムに基づく手法と狭義に定義して用いている。

《バイオアッセイの位置づけ》

選択的に正確な同定・定量を行うためには化学分析が不可欠であり、1990年まで、高分解能ガスクロマトグラフィー／質量分析法（HRGC/HRMS：high-resolution gas chromatography/mass spectrometry）による化学分析が標準法であった。また、生物の全身反応の予測や生物学的利用能の研究には*in vivo*法が不可欠である。その中で、生物学的スクリーニング方法は、化学分析方法及び*in vivo*試験を補完し得ると考えられる。つまり、他試験前のスクリーニング手法が導入され、2ステップの手順が確立すれば、費用や時間の大幅削減に結びつくだけでなく、精度と信頼性を高め、ヒト健康・生態リスクを定量的に評価するための科学的基礎を固めることにもなる。このようなBDMsの利用方法としては、「早期警報システム」や「モニタリングプログラムにおける必要情報提供ツール」があげられる。前者は、あらゆる生命体レベル（全身）でのストレス反応に影響し得る全ての潜在的環境因子を考慮に入れている*in vivo*試験の情報のギャップを、適切なBDMsにより埋めることになる。後者は、モニタリングの系に関して十分に正確な評価を得られるようにBDMsを選択することにより、モニタリングプログラムにおける必要情報の提供に寄与するというものである。⁸⁾

《ダイオキシン類縁化合物の生物学的分析・検出法》

このような目的で開発が進められたバイオアッセイは、1990年代のバイオテクノロジーの進歩によって大きく発展し、また、1999年のベルギーにおける食物連鎖へのダイオキシン類混入事件（ベルギー危機）がそれを加速した。現在は、HRGC/HRMS分析値との比較、同じ手法間の比較（再現性）、異なる手法間の比較等により、公定法を模索する段階に入っている。¹²⁻¹⁶⁾

ダイオキシン類縁化合物のBDMsは、以下のように分類できる。⁸⁾

- ・ バイオマーカー：植物・野生動物・ヒトの*in vivo*アッセイ
- ・ バイオアッセイ：AhR依存メカニズムに基づき、AhR含有溶液や哺乳類細胞培養液を用いて特定の生物学的反応を測定…酵素誘導（EROD）、*in vitro*ルシフェラーゼアッセイ（CALUX）、細胞増殖ベースアッセイ、AhRリガンド結合等
- ・ 酵素免疫測定法：抗原抗体反応における抗体の高特異性・親和性、抗原と酵素標識抗原の競合性を利用し、標識抗原の酵素活性より抗原濃度を定量

ダイオキシン類検出のための公定法については、下記に示すようなBDMsが中核となっている。^{17, 18)}

- ・ US EPA：EPA's 4000 シリーズ…4025（免疫測定法）、4425（レポーター遺伝子アッセイ）
- ・ EU：DIFFERENCE（Dioxin in Food and Feed – Reference Methods and New Certified Reference Materials）…スクリーニングとしてはAh-PCR、CALUXを検討中

《原理》

ダイオキシン毒性等量を測定するほとんどのバイオアッセイは、すべてのダイオキシン様化合物が、AhR 情報伝達経路を介して作用するという前提に基づいている。この系について現時点でわかっていることは、

- 1) ダイオキシン様化合物が AhR と結合し、
- 2) その複合体が細胞の核に移行し、
- 3) そこで多くの遺伝子の転写を促し、
- 4) チトクローム P450 1A を含む複数のタンパク質の合成を引き起こす

ということである（図 3.3-1 参照）。さらに、AhR 複合体は、増殖、分化、プログラム化細胞死等の基本的細胞内過程に影響を与える他の遺伝子の発現にも影響を与える。この AhR を介した作用機序は、催奇性や皮膚、眼球、肝臓、胸腺への毒性、発癌性の発現といったダイオキシン様毒性としての側面においても重要な役割を果たすと考えられている。⁸⁾

3.3.3.CALUX バイオアッセイ

CALUX バイオアッセイは、1990 年代半ばからダイオキシン類の代用スクリーニング方法として開発が進められた。1999 年のベルギー危機での適用成功を契機に、EU において食品・飼料中ダイオキシン類スクリーニングや定量の有力な代替手法となっている。^{15, 16, 19)} また、食品・飼料のみならず、ヒト、環境・野生生物及び廃棄物リサイクルにおいても多様な媒体に適用されてきており、ダイオキシン類縁化合物のバイオモニタリング手法として有効に適用されてきた。^{8, 20-27)} 現在の CALUX 適用研究の焦点は、このような様々な試料への適用を通じた 1) 前処理からの一連の手順の確立、2) 機器分析値との比較である。ここでは、その試験原理及び特徴について整理した。

《原理》

その試験原理^{8, 19, 22, 23)}を図 3.3-1 に示す。基本的には AhR を介した作用機序に基づいている。そもそも CALUX 法開発の布石となったのは、図 3.3-1 にも示したエトキシレゾルフィン-O-ジエチラーゼ（EROD : ethoxyresorufin-O-deethylase）アッセイ法であった。EROD 法は、AhR に対するダイオキシン様化合物の結合及びそれに続いて生じるチトクローム P450 1A 誘導、それが引き起こす 7-エトキシレゾルフィンからレゾルフィンへの脱エチル化という機序に依存している。細胞株としてはラット肝臓癌 H4IIE 細胞株等が使用され、数種類のチトクローム P450 活性を異なる基質を用いて定量することができる。しかし、この方法においては、抽出液に存在する他の化合物の妨害によりチトクローム P450 1A の感度に問題が生じる可能性が示された。チトクローム P450 1A が多数の化合物によって不可逆的に抑制されることがあるとの事実も報告されたが、特に、偽陰性結果はその試験の信頼性・実用性を失わせることとなる。そこで、新規技術を用いた新しいレポーター遺伝子アッセイの開発が進められてきた。

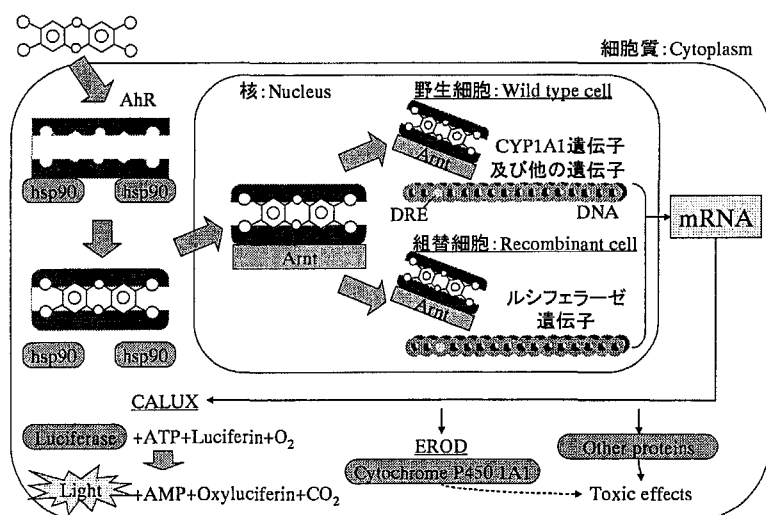


Fig. 3.3-1 AhR/レポーター遺伝子アッセイの試験原理

CALUX 法では、ダイオキシン応答エレメント (DRE: dioxin response element) によって転写機能が制御されたレポーター遺伝子を野生型細胞に対して一過的あるいは安定的に組み込むことによって、組み換え細胞株が調整される。最も一般的なレポーター遺伝子は、ホタルルシフェラーゼ (luc) である。さらに、幾つかの種 (マウス、ラット、ヒト等) から得られた DREs を含む DNA-構築物がホタルルシフェラーゼ遺伝子と組み合わせてこの細胞に組み込まれている。これらは AhR を活性化させ、その結果、発光酵素ルシフェラーゼの生成を促す化合物を定量することができる。細胞反応は適切な試薬 (基質ルシフェリン及び ATP) を添加し、生じた生物発光を自動発光光度計によって定量することにより測定できる。このルシフェラーゼ生成によって、試料中に存在するアゴニスト量の関数としての AhR 結合量を容易に定量することができる。このようなバイオアッセイ系の活性化の度合いは、細胞に適用される化学物質の濃度及び活性 (親和力) に相当する。

《CALUX 法の特徴》

CALUX 法では、ルシフェラーゼ等の酵素に変換する機能を有するレポーター遺伝子を選択することによって、

- 1) これまでのところ抑制物質が知られておらず、ルシフェラーゼ活性の誘導が AhR を介してのみ生じ得る
- 2) 天然のチトクローム P450 酵素に比べ、組み換え細胞株中ではより多くのベクター (ウイルスやプラスミドから他の細胞に注入される DNA 断片) 複製物を生成する
- 3) luc-タンパク質はチトクローム P450 よりも安定的である
- 4) EROD 法 (24~72hrs) に比べて迅速である (4~48hrs)
- 5) EROD 法 (発光光度計) に比べて使用する機器 (蛍光光度計) により線形動作範囲が良好である

という利点があり、結果として組み換え細胞は野生細胞より高感度、高応答範囲及び高選択性を示すとされる。⁸⁾

TCDD によるルシフェラーゼ誘導は用量依存性であり、PCDD/DFs 及びダイオキシン様 PCBs に反応する細胞はシグモイド型を描く。さらには、WHO の TEF 値とアッセイ系の相対反応係数との間には直線関係が成立する。ただし、低 TEF の場合に感度が落ちることがあり、TCDD 基準化曲線を用いると過小評価になる可能性があり注意を要する。⁸⁾

この試験法は、ダイオキシン類及び PCBs に加えて、特定の臭素化ダイオキシン・ビフェニル類、臭素系難燃剤、PCNs, PAHs 等のダイオキシン様化合物についても感受性があり、これらを検出する可能性も考えられる。また、これに対し、代謝能力を利用し、培養時間を長くすることにより、ダイオキシン類縁化合物により選択的にすることも可能である。勿論、酸性カラムクリーンアップを取り入れる等といったクリーンアップ戦術も重要な手段であり、前処理からの一連の手順の確立は、現在の CALUX 適用研究において焦点の一つになっている。一方で、これらの活性を包括的に検出することにより、環境試料の総合毒性評価等に資する知見が得られる可能性も考えられる。¹⁹⁾

3.3.4. CALUX バイオアッセイの木質資源への適用

本研究の目的は、CALUX バイオアッセイを、廃木材リサイクル過程における迅速で費用効率的なスクリーニング/モニタリング手法として開発し、リスク管理に資する知見を得ることにある。

ここでは、CALUX バイオアッセイを木質資源に適用するに当たって、まず前処理方法を検討した。その前処理方法及びバイオアッセイ手法の説明、前処理方法の導入結果を示す。

3.3.4.1. 前処理及び CALUX バイオアッセイ手法

《前処理方法》

CALUX バイオアッセイに関する廃木材試料の前処理方法をデザインするために、PAHs や PCDD/DFs を高濃度を含むことがわかっている市販廃枕木試料及び対照的に低レベルな未処理木材試料 (3.4.2, 3.5.2 参照) を用いた。

木材試料 10 g は、ソックスレー抽出（トルエン、16 hrs）後、DMSO（dimethylsulfoxide）/n-ヘキサン抽出²⁸⁾を行い、粗抽出液を得た。抽出物は、70 °C で 60 分間 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理を行った。この方法の効果は、既に飛灰²⁶⁾や PCB 含有鉱油²⁷⁾試料について報告されている。ここでは、44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理を 4 回繰り返し、粗抽出液及び各画分を分取した。全画分は濃縮し少量の DMSO に転溶し、CALUX バイオアッセイに用いた。

各画分の CALUX バイオアッセイ測定結果（アッセイ値；CALUX-TEQs）と化学分析結果（化学分析値；WHO-TEQs）との比較により、最適な加熱還流回数を決めた。

《CALUX バイオアッセイ》

AhR-controlled luciferase-Cdna を含むプラスミドを安定的に移入した²³⁾遺伝子組み替えラット肝癌 H4IIE 細胞列（DR-CALUX[®] 細胞列）は Bio Detection Systems B.V. (Amsterdam, The Netherlands) より入手し、CALUX バイオアッセイは既報^{19,26)}に従って行った。細胞は 96-well のプラスチック製プレートに、10 %の牛胎児血清を加えた培地を 1 well につき 0.1 ml 入れて培養した。24 時間の培養後、少なくとも 95 %のコンフルエントをなした細胞に、化学物質や被験抽出物の DMSO

(0.4 %)溶液を加えた上記培地 0.1 ml を 3 列ずつ曝露した。24 時間曝露後、その培地は取り除き、曝露した細胞は、1 mM カルシウム及びマグネシウムイオンを含む 0.1 ml PBS で満たした。PBS を取替え、1 well につき 0.1 ml の LucLite[®]アッセイ基質（Perkin-Elmer）を加えた。アッセイ基質を加えて 30 分後、AhR 結合ルミノメーター（Luminescencer-JNR AB-2100, Atto-Bioinstrument）を用いて、1 well につき 10 秒間、ルシフェラーゼ活性を測定した。

TCDD 標準容量-反応曲線は、Slide Write Plus Ver. 6.00（Advanced Graphics Software）を用いたシグモイドカーブフィッティングにより回帰を行った。抽出試料のアッセイ値（CALUX-TEQs）の導出にあたっては、適切な試料希釈を行い、その CALUX 応答ルシフェラーゼ活性が TCDD 標準曲線における 1-4 pM の濃度相当域（繰り返し再現性の良好な線形活性域）にある測定値を TCDD 標準曲線に内挿することにより求めた。定量下限値（LOQ：the limit of quantification）については、溶媒コントロール（DMSO 溶液）によって誘発されるルシフェラーゼ活性の標準偏差の 10 倍値を示す活性値に相当する TCDD 濃度と定義した。一般的に、CALUX バイオアッセイの LOQ は、TCDD で 1 pM（60 fg/well）を下回り、検出下限値（LOD：the limit of detection）は 0.3 pM（20 fg/well）となる。²⁹⁾一般的な選択性（selectivity）については、CALUX バイオアッセイは、選択的に、化学分析値（WHO-TEQs）と比較可能な PCDDs, PCDFs 及びダイオキシン様 PCBs の総和として TEQ 値が測定できることになっている。²⁹⁾

各試料希釈列の 3 測定値の標準偏差は 10 %を越えず、3 回の独立した実験間の標準偏差は 30 %を越えないものとした。

3.3.4.2. CALUX バイオアッセイのための廃木材試料前処理方法の最適化

廃枕木及び未処理木材試料の各前処理段階でのアッセイ値（CALUX-TEQs）を図 3.3-2 に示している。2 試料に対する化学分析値（WHO-TEQs）は破線で示している。異性体特定化学分析によって得られた廃木材試料の化学分析値（WHO-TEQs）は 21,000 pg-TEQ/g、未処理木材は 0.3 pg-TEQ/g であった（3.5.2；表 3.5.2-2 参照）。アッセイ値（CALUX-TEQs）は 1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理で急激に低下し、その後、値は加熱還流の繰り返しに関わらず安定していることがわかる。廃枕木試料の場合、DMSO/n-ヘキサン抽出後、化学分析値が 21,000 pg-TEQ/g であるにもかかわらず、アッセイ値は 1.5×10^{11} pg CALUX-TEQ/g であった。これは、相当量の AhR アゴニストが試料に存在しているであろうことを示している。廃枕木に残存しているクレオソートには、ベンゾ[k]フルオランテンや ジベンゾ[a,h]アントラセンのように比較的分子量が大きい多様な PAHs を含まれている（3.4.2 参照）が、これらは高 CALUX 活性を導くことが知られている。³⁰⁾これらの PAHs は DMSO/n-ヘキサン抽出後に残存しており、そのような高誘導に著しく寄与したと考えられた。しかし、アッセイ値は 1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理で 23,000 pg CALUX-TEQ/g に減少した。また、未処理木材試料についても、DMSO/n-ヘキサン抽出で得られた粗抽出画分に対する高いアッセイ値（1,000 pg CALUX-TEQ/g）が、1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理で著しく低下し、0.97 pg CALUX-TEQ/g になった。

廃枕木試料中のアッセイ値と化学分析値の比（CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比）は、DMSO/n-ヘキサン抽出後は 7,100,000 であったが、これが 1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理で 1.1 になった。未処理木材の CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比は 1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理で 3.2 に

なった。4回の還流処理の各段階で得た試料のアッセイ値（CALUX-TEQs）は、全て化学分析値（WHO-TEQs）と良好な関係を示した。これらの結果から、試料に含まれる PAHs のような AhR リガンドは提示した 1 回の還流処理で極めて効果的に除去され、この前処理方法は木材試料中 PCDD/DFs 及び Co-PCBs の検出に有効であることがわかる。この CALUX バイオアッセイの結果（WHO-TEQ との良好な相関）は、44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理を用いて行った飛灰²⁶⁾や PCB 含有鉱油試料³¹⁾とも一致するものである。

この結果より、CALUX バイオアッセイのための廃木材試料の前処理方法として、DMSO/n-ヘキサン抽出及び 44 %シリカゲル加熱還流処理（1 回）を提示できると考えた。

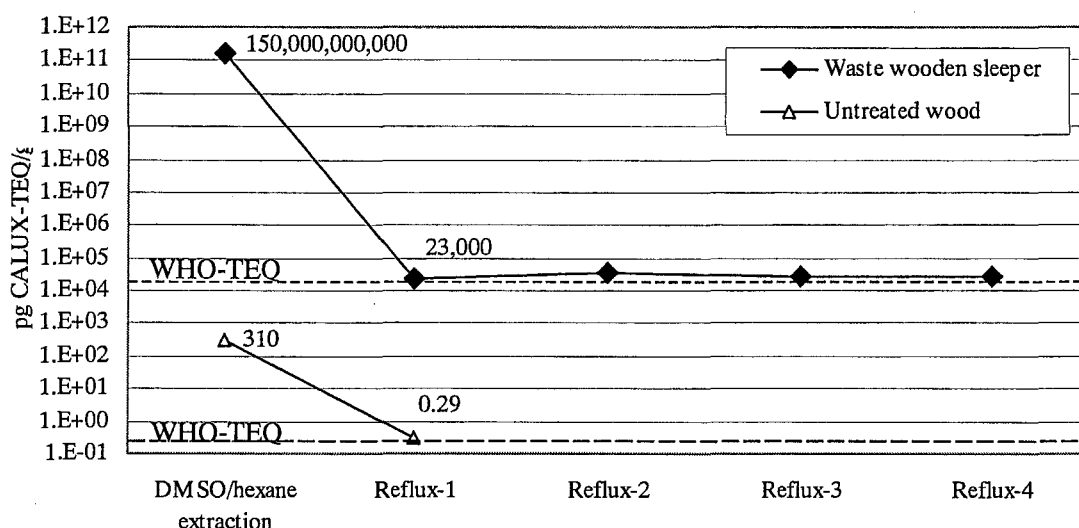


Fig. 3.3-2 CALUX-TEQ values at each level of cleanup procedure for the sleeper and untreated wood samples compared with WHO-TEQ values (broken lines)

All samples were analyzed 3 times in independent experiments with the CALUX bioassay; the CV of all these tests had a mean value of 6.6 % (2.5 %-11 %).

3.3.5.まとめ

廃木材のリスクキャラクタライゼーション手法として、廃木材に含まれる対象化学物質への化学分析と生物検定法（バイオアッセイ）の適用を比較・検討し、生態毒性や総合的な毒性を評価する手法としてのバイオアッセイの特徴を整理した。また、特にダイオキシン類縁化合物のバイオアッセイの開発動向を整理し、その中で本研究において取り組む CALUX バイオアッセイについて紹介した。そして、木質資源への CALUX バイオアッセイ適用に向けた前処理方法の検討を、高・低レベルの PAHs や PCDD/DFs を含む木材試料を用いて行った。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ 粗抽出液を DMSO/n-ヘキサン抽出した溶液の CALUX バイオアッセイ測定値と化学分析値の比（CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比）は、高濃度の PAHs や PCDD/DFs を含む廃枕木試料については 7,100,000 であり、この抽出液には PAHs を始めとする相当量の AhR アゴニストが残留し、活性に著しく寄与したと考えられた。
- ・ DMSO/n-ヘキサン抽出後、1 回の 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理を行うことにより、上記廃枕木試料の CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比は 1.1 となり、化学分析値と良好な関係を示した。これより、試料に含まれる PAHs のような AhR リガンドは提示した 1 回の還流処理で効果的に除去され、この前処理方法は木材試料中 PCDD/DFs 及び Co-PCBs の検出に有効であることがわかった。

◆本節に関連する原著論文及び学会発表

◇原著論文

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Michifumi Yamazaki, Tomonori Azuma, Hidetaka Takigami, Shin-ichi

Sakai: Waste Wood Recycling as Animal Bedding and Development of Bio-Monitoring Tool Using the CALUX Assay, *Environment International*, Vol.30, No.5, pp.639-649 (2004)

◇学会発表（審査付き）

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Hidetaka Takigami, Shin-ichi Sakai: Development of Bio-Monitoring Tool in Waste Wood Recycling Using the CALUX Assay, *Organohalogen Compounds*, Vol.60, pp.223-226 (2003)

第3章3節の参考文献

- 1) P. Hofstetter, J. C. Bare, J. K. Hammit, P. A. Murphy, G. E. Rice: Tools for Comparative Analysis of Alternatives: Competing or Complementary Perspectives?, *Risk Analysis*, Vol.22, No.5, pp.833-851 (2002)
- 2) 酒井伸一: ダイオキシン類の発生抑制と環境サイクルコントロール, *廃棄物学会誌*, Vol.8, No.4, pp.322-335 (1997)
- 3) 関根彩子: ゼロ・ダイオキシンをめざして, *廃棄物学会誌*, Vol.8, No.4, pp.312-321 (1997)
- 4) 佐々木裕子: 残留性化学物質と生態系保全, *廃棄物学会誌*, Vol.13, No.5, pp.239-246 (2002)
- 5) 野馬幸生: 廃油関連廃棄物中の残留性有機汚染物質 (POPs) の分析方法について, *廃棄物学会誌*, Vol.9, No.3, pp.247-262 (1998)
- 6) 細見正明, 金子栄廣: 急性毒性試験による廃棄物の有害性評価, *廃棄物学会誌*, Vol.9, No.5, pp.384-393 (1998)
- 7) 青山勲: 生態毒性の評価とバイオアッセイ, *廃棄物学会誌*, Vol.9, No.5, pp.358-367 (1998)
- 8) Peter A. Behnisch, Kazunori Hosoe, Shin-ichi Sakai: Bioanalytical screening method for dioxin-like compounds – a review of bioassay/biomarker technology, *Environment International*, Vol.27, pp.413-439 (2001)
- 9) 戸田英作: OECD 化学品プログラムの動向について, *水環境学会誌 Journal of Japan Science on Water Environment*, Vol.26, No.4 (2003)
- 10) US EPA: Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, EPA/630/R-00/002 (2000)
- 11) V. J. Feron, F. R. Cassee, J. P. Groten, P. W. van Vliet, J. A. van Zorge: International Issues on Human Health Effects of Exposure to Chemical Mixtures, *Environmental Health Perspectives*, Vol.110, pp.893-899 (2002)
- 12) R. O. Harrison, G. H. Edujee: Immunochemical analysis for dioxins – progress and prospects, *The Science of the Total Environment*, Vol.239, pp.1-18 (1999)
- 13) J. Sherry: Environmental immunoassays and other bioanalytical methods: overview and update, *Chemosphere*, Vol.34, pp.1011-1025 (1997)
- 14) C. H. Walker: Biomarker Strategies to Evaluate the Environmental Effects of Chemicals, *Environmental Health Perspectives*, Vol.106, Supplement 2, pp.613-620 (1998)
- 15) R. Hoogenboom: The combined use of the CALUX bioassay and the HRGC/HRMS method for the detection of novel dioxin sources and new dioxin-like compounds, *Organohalogen Compounds*, Vol.55, pp.11-16 (2002)
- 16) 滝上英孝, 酒井伸一: バイオアッセイを用いたダイオキシン類の簡易分析法, *環境浄化技術*, Vol.2, No.2, pp.273-277 (2003)
- 17) S. P. J. van Leeuwen, J. van Loco, J. de Boer: DIFFERENCE: Optimization and Validation of Screening Methods for the Analysis of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food and Feed and the Production of Certified Reference Materials, *Organohalogen Compounds*, Vol.60, pp.267-270 (2003)
- 18) J. W. Anderson, J. M. Jones, D. L. McCoy, A. Fujita, T. Yamamoto, S. Iijima: Comparison between a Rapid Biological Screening Method (EPA 4425) for TCDDs/TCDFs and Chemical Analytical Methods, *Organohalogen Compounds*, Vol.60, pp.271-274 (2003)
- 19) 酒井伸一, 滝上英孝, 細江和典, ピーター・バーニッシュ: ダイオキシン様物質の培養細胞によるバイオアッセイ, *廃棄物学会誌*, Vol.14, No.1, pp.34-50 (2003)
- 20) A. J. Murk, J. Legler, M. S. Denison, J. P. Giesy, C. van de Guchte, A. Brouwer: Chemical-Activated Luciferase Gene Expression (CALUX): A Novel in Vitro Bioassay for Ah Receptor Active Compounds in Sediments and Pore Water, *Fundamental and applied Toxicology*, Vol.33, pp.149-160 (1996)
- 21) J. Legler, A. Jonas, J. Lahr, A. D. Vethaak, A. Brouwer, Albertinka J. Murk: Biological Measurement of Estrogenic Activity in Urine and Bile Conjugates with the In Vitro ER-CALUX Reporter Gene Assay, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.21, No.3, pp.473-479 (2002)

- 22) J. T. Sanderson, J. M. M. J. G. Aarts, A. Brouwer, K. L. Froese, M. S. Denison, J. P. Giesy: Comparison of Ah Receptor-Mediated Luciferase and Ethoxyresorufin-O-deethylase Induction in H4IIE Cells: Implication for Their Use as Bioanalytical Tools for the Detection of Polyhalogenated Aromatic Hydrocarbons, *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol.137, pp.316-325 (1996)
- 23) P. M. Garrison, K. Tullis, J. M. M. G. Aarts, A. Brouwer, J. P. Giesy, M. S. Denison: Species-Specific Recombinant Cell Lines as Bioassay Systems for the Detection of 2,3,7,8- Tetrachlorodibenzo-p-dioxin-like Chemicals, *Fundamental and Applied Toxicology*, Vol.30, pp.194-203 (1996)
- 24) P. A. Behnisch, K. Hosoe, S. Sakai: Combinational bio/chemical analysis of dioxin and dioxin-like compounds in waste recycling, food/feed, humans/wildlife and the environment, *Environment International*, Vol.27, pp.495-519 (2001)
- 25) P. A. Behnisch, K. Hosoe, A. Brouwer, S. Sakai: Screening of Dioxin-Like Toxicity Equivalents for Various Matrices with Wildtype and Recombinant Rat Hepatoma H4IIE Cells, *Toxicological Science*, Vol.69, pp.125-130 (2002)
- 26) P. A. Behnisch, K. Hosoe, K. Shiozaki, H. Ozaki, K. Nakamura, S. Sakai: Low-Temperature Thermal Decomposition of Dioxin-like Compounds in Fly Ash: Combination of Chemical Analysis with *in vitro* Bioassays (EROD and DR-CALUX), *Environmental Science and Technology*, Vol.36, pp.5211-5217 (2002)
- 27) H. Takigami, K. Hosoe, P. A. Behnisch, K. Shiozaki, H. Mizukami, M. Ohno, S. Sakai: Validation Study for Practical Bio-Monitoring of Waste PCB Samples During Their Destruction Treatment Using DR-CALUX Assay and PCB Immunoassay, *Organohalogen Compounds*, Vol.58, pp.397-400 (2002)
- 28) B. Larsen, R. Tilio, S. Kapila: A DMSO-based Cleanup Procedure for Determination of PCBs in Waste Oil, *Chemosphere*, Vol.23, pp.1077-1084 (1991)
- 29) P. A. Behnisch, K. Hosoe, S. Sakai: Brominated dioxin-like compounds: *in vitro* assessment in comparison to classical dioxin-like compounds and other polyaromatic compounds, *Environment International*, vol.29, pp.861-877 (2003)
- 30) M. Machala, J. Vondracek, L. Blaha, M. Ciganek, J. Neca: Aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons determined using *in vitro* reporter gene assay, *Mutation Research*, Vol.497, pp.49-62 (2001)
- 31) H. Takigami, M. Ohno, A. Ohara, K. Shiozaki, P. A. Behnisch, S. Sakai: Practical CALUX-Monitoring of PCB Wastes During Their Chemical Dechlorination Treatments, *Organohalogen Compounds*, Vol.60, pp.219-222 (2003)

3.4.廃木材の再利用

3.4.1.はじめに

本節では、廃木材循環過程として、『廃木材の再利用』を対象に、図 3.4.1 に示す通り、一連の調査・研究を展開した。

3.4.2 においては、再利用される市販廃枕木やクレオソートを購入し、対象化学物質の含有量やその挙動について調査を行った。そして、3.4.3 において、廃木材の再利用に伴う重金属類及びPCP, PCDD/DFs, PAHs への曝露について評価し、ヒト健康影響やリスク制御策について検討した。

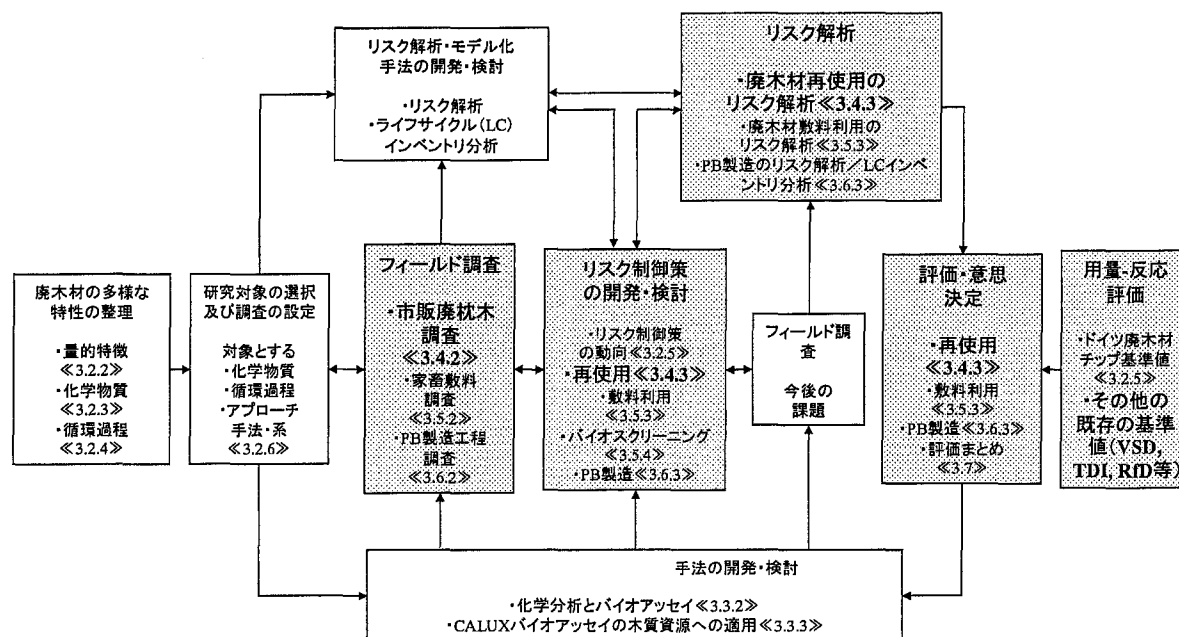


Fig. 3.4.1 廃木材を対象とした循環過程のリスク研究における本節の位置づけ《3 章 4 節》

3.4.2.市販廃枕木の性状調査

3.4.2.1.はじめに

クレオソート処理枕木は、多種多様な PAHs を含み、また PCP や PCDD/DFs を含む可能性もある。その枕木の中には、使用後、園芸用材や建材等として市販され、再利用されるものがあり、消費者が直接接触する場面が生じるが、そのような市販廃枕木に含まれる化学物質等の性状については明らかにされていない（3.2.4.4 参照）。

本調査の目的は、再利用過程にある薬剤処理木材として市販廃枕木に焦点を当て、その性状を把握することである。そこで、日本において市販されているクレオソートや廃枕木を採取し、そこに含有される PAHs（USEPA 指定 16 種）、PCP 及び PCDD/DFs の含有量を分析し、その性状や挙動について検討した。

3.4.2.2.試料及び方法

3.4.2.2.1.試料

試料としては、表 3.4.2-1 に示す通り、日本の DIY ショップ及び園芸店で市販されていたクレオソート及び廃枕木、未処理材を用いた。このクレオソートは、日曜大工等で木材や木質製品に塗布する目的で工業生産され缶詰にされたものであり、黒色油状であった。廃枕木（図 3.4.2-1；実際の試料とは異なるが類似したもの）は、どれもその形状から鉄道用枕木として用いられていたものと考えられたが、使用場所や年数等の情報は得られなかった。木材試料は各部から削り取って作成した。

Table 3.4.2-1 Samples and their origins

Samples	Origin	Comments
Creosote	DIY shop	-canned for DIY
Sleeper A	cross-section	-used wooden railway sleeper A -no information about service life (same for other sleepers) -the average of cross-section
	interior	-inside of sleeper A
	surface	-surface of sleeper A
Sleeper B	surface	-used wooden railway sleeper B
Sleeper C	surface	-used wooden railway sleeper C
Untreated wood A	DIY shop	-scrap for children's handicrafts and toys
Untreated wood B	convenience store	-chopsticks

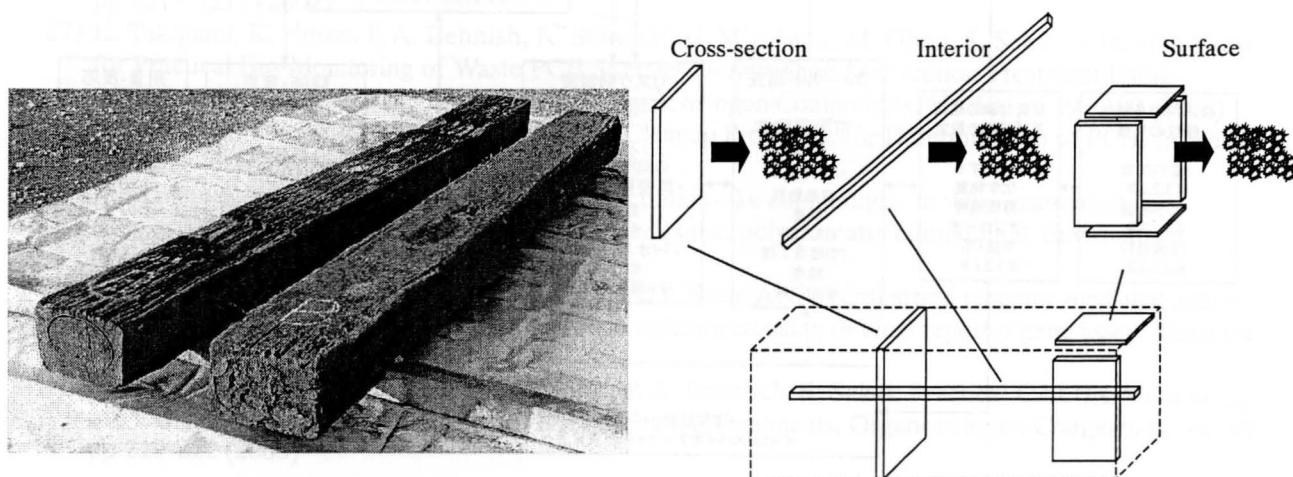


Fig. 3.4.2-1 市販廃枕木（写真は実試料の類似品）及び試料の採取部分

3.4.2.2.2.化学分析手法

《抽出》

木材試料は、ソックスレー抽出（トルエン，16 hrs）により粗抽出液を得た。クレオソートについては、トルエンで希釈した。

《PCPのクリーンアップ》

PCPについては、粗抽出液に内標準物質（ $^{13}\text{C}_{12}$ -PCP）を添加し、濃縮後、シリカゲルカラムクロマトグラフィーによりクリーンアップ；50 % (v/v) ジクロロメタン-ヘキサンによる抽出を行い、濃縮し、検液とした。

《ダイオキシン類のクリーンアップ》

PCDD/DFsについては、JISK0312¹⁾に準じた。つまり、粗抽出液に内標準物質（ $^{13}\text{C}_{12}$ -1,3,6,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PCDD, 1,2,3,6,7,8-HCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HCDD, 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,7,8-PCDF, 1,2,3,6,7,8-HCDF, 1,2,3,7,8,9-HCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HCDF, 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF）を添加し、濃縮後、多層シリカゲルカラムクロマトグラフィー及び塩基性アルミナカラムクロマトグラフィーによりクリーンアップを行った。抽出液は濃縮後、さらに活性炭カラムクロマトグラフィーにより分画した。各画分は濃縮し、検液とした。

《PAHsのクリーンアップ》

PAHsについては、粗抽出液に内標準物質（d-labeled Naphtalene, Acenaphthylene, Acenaphthene, Fluorene, Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Pyrene, Benz[a]anthracene, Chrysene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Indeno[1,2,3-cd]pyrene,

Benzo[g,h,i]perylene, Dibenz[a,h]anthracene) 及びヘキサン適量を添加し、脱水・濃縮後、DMSO (dimethylsulfoxide) / n-ヘキサン抽出²⁾を行った。抽出液は濃縮後、シリカゲル 3 g と硫酸ナトリウム 1 cm 程度を乾式充填した内径 1 cm のカラムによりクリーンアップ；150 % (v/v)ジクロロメタン-ヘキサンにより抽出を行い、濃縮後、検液とした。

《定量》

検液中各化学物質は、HRGC (HP6890; Agilent Technologies, Palo Alto, USA) / MS (AutoSpec Ultima E; Micromass, Manchester, UK) を用いて内標準法により同定及び定量を行った。4-6, 7-8CDD/DFs, PAHs 及び PCP のための GC カラムはそれぞれ SP-2331 (Spelco, Bellfonte, USA), DB-17 (J&W Scientific, Folson, USA), DB-5 (J&W Scientific, Folson, USA) を用いた。

3.4.2.3.結果及び考察

《PAHs》

クレオソート及び廃枕木 A, 未処理木材中 PAHs 濃度を表 3.4.2-2 に示す。クレオソート中には、USEPA 指定 16 種の全てが含まれており、その総和は 240,000,000 ng/g と、クレオソートの 24 % になることが確認された。

Table 3.4.2-2 Concentrations of PAHs (ng/g)

(acronym)	Creosote	Sleeper A			Untreated wood	
		Cross-section	Interior	Surface	A	B
Naphthalene (Nap)	56,000,000	5,400	8,100	3,700	110	3,000
Acenaphthylene (Acy)	950,000	ND<0.2	19	360	23	47
Acenaphthene (Ace)	64,000,000	1,200	5,600	1,300	93	190
Fluorene (Fl)	21,000,000	11,000	16,000	16,000	690	290
Phenanthrene (Ph)	56,000,000	85,000	110,000	77,000	1,700	1,200
Anthracene (An)	17,000,000	15,000	24,000	36,000	610	75
Fluoranthene (F)	10,000,000	6,300	7,200	11,000	51	83
Pyrene (Pyr)	9,000,000	63,000	66,000	77,000	360	79
Benzo[a]anthracene (B[a]An)	2,500,000	38,000	37,000	55,000	7	67
Chrysene (Chry)	2,800,000	120,000	130,000	130,000	30	260
Benzo[b]fluoranthene (B[b]F)	900,000	9,600	15,000	15,000	ND<0.2	420
Benzo[k]fluoranthene (B[k]F)	950,000	1,800	3,400	3,800	ND<0.2	190
Benzo[a]pyrene (B[a]P)	930,000	26,000	25,000	55,000	ND<0.2	280
Indeno[1,2,3-cd]pyrene (I[123cd]P)	590,000	1,200	1,100	420	ND<0.2	56
Benzo[g,h,i]perylene (B[ghi]P)	250,000	11,000	11,000	14,000	1	32
Dibenz[a,h]anthracene (dB[a,h]An)	110,000	11,000	11,000	15,000	ND<0.2	6
Total	240,000,000	410,000	470,000	510,000	3,700	6,300

Kohler ら³⁾によるクレオソート中濃度と比較したのが図 3.4.2-2 である。これらは、西欧木材保存協会規格に基づいており、WEI-A は 1994 年まで、WEI-C は 1998 年から、スイス連邦鉄道において使用されているクレオソートである。これによると、本研究のクレオソート中のナフタレン、アセナフチレン及び高分子量 PAHs 濃度が他に比べて 1 オーダー以上高いことがわかる。WEI-C は揮発性化合物及び B[a]P 濃度を下げるために開発されたクレオソートであるが、それより 2 オーダー高い PAHs 成分もみられた。また、B[a]P は 930,000 ng/g (930 ppm) 含まれており、EU 規制 (3.2.3.2.2 参照) でクレオソートやクレオソート処理された製品の販売が全面的に禁じられている 50 ppm を大きく上回る値となった。日本では、JISK2439-83⁴⁾により、木材防腐及びカーボンブラック用のクレオソートが規格化されているが、B[a]P 濃度に関する上限値は定められていない。

廃枕木 A 中濃度は、未処理材より 2 オーダー程度高いことがわかる。日本においては、枕木に注入されるクレオソートの規準注入量は、旧国鉄規格や日本工業規格により 160 kg/m³ 以上とされてきたが、注入量の全てが木材に浸潤・固着する訳ではなく、処理直後から発汗現象や揮発、流出、分解などにより成分が損失されていくものと考えられる。^{3,5)}クレオソートは 2, 3 環 PAHs が多くを占めるのに対し、廃枕木は 4, 5 環も多く存在していることから、クレオソートに含まれていた低分子量 PAHs が枕木使用中に放出する一方、高分子量 PAHs は、木材各部に浸潤後、そこに固着し、廃枕木中にも多く残存すると考えられた。

廃枕木中 PAHs の内訳 (対象 16PAHs に占める各 PAH の割合) を示したのが図 3.4.2-3 である。比較として、Kohler ら³⁾によるスイスで 32 年間使用した廃枕木各部の濃度を示している。合計濃

度は、本研究値がスイスのものより2オーダー低く、他の研究値^{3,6)}と比べても同様であった。これにはクレオソートの成分や処理量の差も考えられるが、気候や使用環境によりPAHs放出挙動が異なる可能性も考えられる。ここで、まず、スイスの廃枕木芯部と表層部とを比べると、フルオランテン以下の分子量を持つPAHsは芯部の方が顕著に高かった。これは、低分子量PAHsが表層から放出する一方、芯部には残存するためと考えられている。³⁾一方、本研究の枕木では、表層部より芯部で低分子量PAHsが顕著に高いという傾向は見られず、かわって、高分子量PAHsの割合がスイスのものに比べて顕著に高い傾向がわかる。これは、低分子量PAHsの揮発率が温度に大きく依存する⁷⁾ことから、温暖湿潤な日本において、表層部・芯部での差がなくなる程まで低分子量PAHsの放出が進み、同時に高分子量PAHsの相対濃度が上昇したためと考えられた。つまり、この低分子量PAHsの放出が他の枕木との濃度差に大きく寄与している可能性が考えられた。

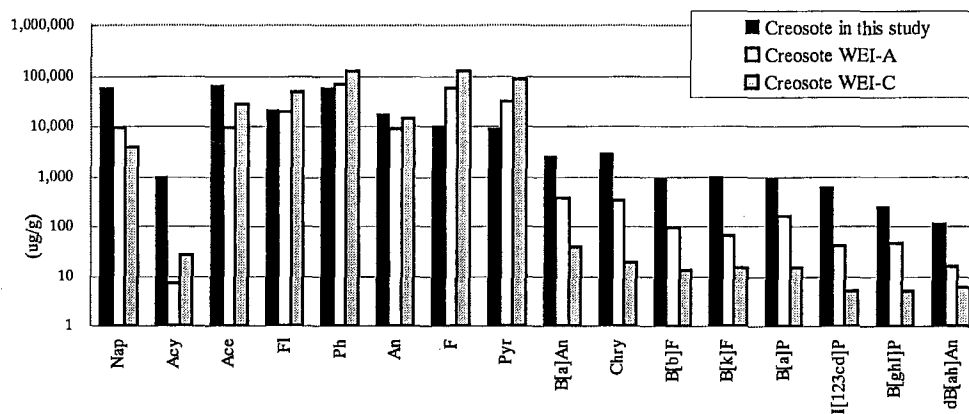


Figure 3.4.2-2 PAHs of creosote in this study and creosotes used for railroad ties in Europe

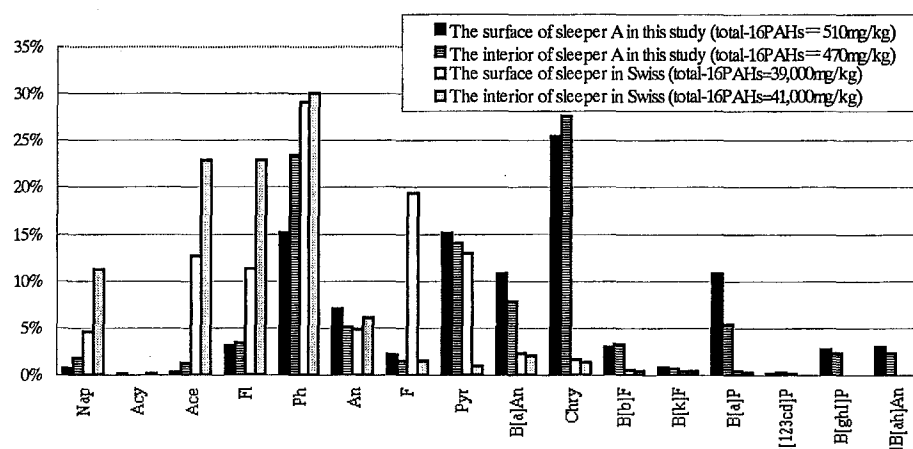


Figure 3.4.2-3 Profiles of PAHs in sleeper A and the sleeper used for 32 years in Switzerland³⁾

《PCP, PCDD/DFs》

各試料中 PCP 及び PCDD/DFs 濃度を表 3.4.2-3 に示す。これより、廃枕木 A には、PCP が 250,000 ~ 280,000 ng/g、PCDD/DFs が合計で 4,600 ~ 7,800 ng/g (22 ~ 35 ng-TEQ/g) 含有されていることが確認された。廃枕木 A の PCDD/DFs は未処理材やクレオソートのそれより 4 オーダー程度高いことがわかる。廃枕木 A の PCDD/DFs の異性体分布を日本の PCP 農薬⁸⁾と比べると、図 3.4.2-4 に示す通り、高塩素化のダイオキシン類が多くを占める類似した分布となっており、PCP の不純物として含まれていた PCDD/DFs が廃枕木 A 中に残存していると考えられた。また、廃枕木 A の試料採取部分による濃度の違いを見ると、PCP, PCDD/DFs ともに表層部の濃度の方がやや高いものの、同じオーダーであり、PCP が芯部までよく浸潤する方法で処理されていた可能性が高いと考えられた。また、これは表層除去といった方法では PCP 及び PCDD/DFs 除染できないことを示唆している。一方、廃枕木 B, C 中濃度は廃枕木 A に比べて 3 ~ 5 オーダー低く、特に廃枕木 C 中 PCDD/DFs 濃度は未処理材よりも低レベルとなった。

Table 3.4.2-3 Concentrations of PCP and PCDD/DFs (ng/g)

	Sleeper A			Sleeper B	Sleeper C	Untreated wood A	Creosote
	Cross-section	interior	surface	surface	Surface		
PCP	-	250,000	280,000	640	290	-	-
2378-T4CDD	0.0091	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008
T4CDDs	0.14	0.023	0.055	0.23	ND<0.008	0.026	ND<0.008
12378-P5CDD	0.39	0.012	0.25	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008
P5CDDs	2.6	0.39	0.84	0.12	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008
123478-H6CDD	2.2	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
123678-H6CDD	56	66	120	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
123789-H6CDD	3.3	2.2	4.0	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
H6CDDs	170	150	260	0.24	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
1234678-H7CDD	1,300	1,000	1,400	0.24	ND<0.02	0.017	0.051
H7CDDs	1,900	1,600	2,100	0.75	0.026	0.03	0.051
O8CDD	4,400	1,900	1,800	1.2	0.063	0.082	0.21
total PCDDs	6,500	3,700	4,200	2.5	0.089	0.14	0.26
TEQ	20	18	27	0.0025	0.0000063	0.00018	0.00053
2378-T4CDF	0.5	0.71	1.4	0.033	ND<0.008	ND<0.008	0.028
T4CDFs	9.1	3.8	27	0.58	ND<0.008	0.0034	0.53
12378-P5CDF	2.6	3.8	7.0	0.026	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008
23478-P5CDF	3.4	2.6	4.8	0.022	ND<0.008	ND<0.008	ND<0.008
P5CDFs	290	76	140	0.34	ND<0.008	0.0054	ND<0.008
123478-H6CDF	8.8	9.8	18	0.028	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
123678-H6CDF	5.7	8.8	7.3	0.026	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
123789-H6CDF	ND<0.02	1.7	3.3	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
234678-H6CDF	3.5	4.7	9.6	0.055	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
H6CDFs	290	450	860	0.35	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
1234678-H7CDF	90	75	130	0.12	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
1234789-H7CDF	6.8	4.1	8.4	0.030	ND<0.02	ND<0.02	ND<0.02
H7CDFs	400	290	520	0.26	0.0084	ND<0.02	ND<0.02
O8CDF	290	110	200	0.15	ND<0.04	ND<0.04	ND<0.04
total PCDFs	1,300	930	1700	1.7	0.0084	0.0088	0.53
TEQ	4.7	4.9	8.1	0.028	0	0	0.0028
total PCDD/DFs	7800	4600	5900	4.2	0.097	0.15	0.79
TEQ	24	22	35	0.030	0.0000063	0.00018	0.0034

TEQ: WHO-TEQ (1998) values were calculated assuming that the amounts of congeners below the detection limit were zero.

- : not measured

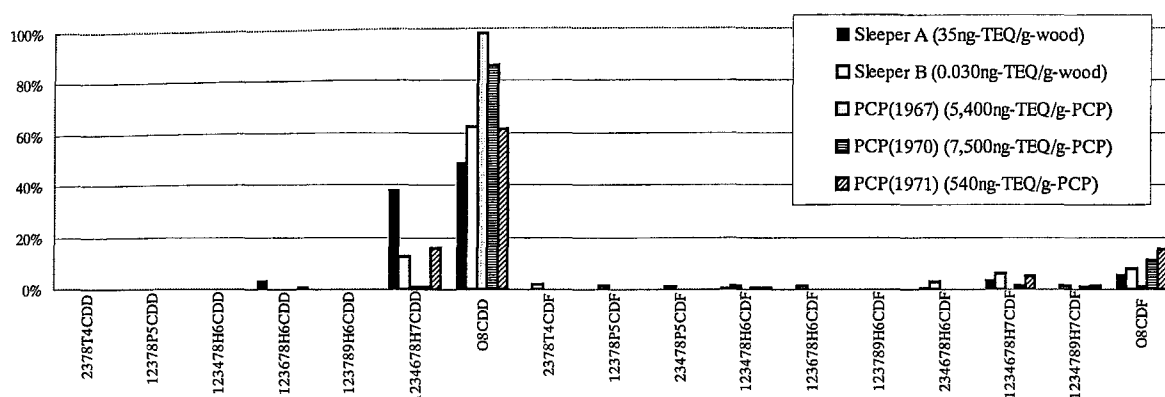


Figure 3.4.2-4 Profiles of PCDD/DF congeners in used wooden sleepers and PCP⁸⁾

《PCP の存在について》

廃枕木 A からは比較的高濃度の PCP, PCDD/DFs が検出され、この枕木はクレオソートに加え、PCP により処理されていたことが確認された。クレオソート処理木材への PCP 添加ポイントとしては、図 3.4.2-5 のパターンが考えられる。^{5, 9, 10, 11)}

Fries ら¹²⁾は、牧場周辺施設に利用されている木材について、PCP 及び PCDD/DFs 濃度を測定しており、その含有レベルによって、表 3.4.2-4 上欄に示す通り、PCP 処理の有無や処理方法を分類している。この分類より、今回の廃枕木 A について処理方法を推定すると、PCP は表面処理されていたレベルに近く、PCDD/DFs は表層処理及び加圧注入式処理に近いことがわかる。処理量も使用年数も不明であるが、芯部でも濃度が高いこと、PCP の方が PCDD/DFs より高濃度であることなどから、PCP を併用し、加圧注入式処理された可能性が高いと考えられる。

廃枕木 B については、PCP 濃度は低いものの PCDD/DFs 濃度がやや高く、異性体分布(図 3.4.2-4)が PCP 由来のそれに類似していることから、PCP 処理後に PCP が放出した可能性が考えられ、Fries らの分類から判断すると、防カビ目的で一時処理されていた可能性が高いと考えられた。また、表 3.4.2-4 に示す通り、自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査(3.2.3.5 参照)で PCP や CPs で処理されたとみなした CCA、有機系廃木材中 PCDD/DFs レベルと同程度である。PCP は、防カビ目的で多くの木材の短期処理に利用されていたと思われる、このレベルの含有は、目視によって識別可能なその他の薬剤や薬剤処理の有無に関わらず、PCP 使用期間のどの木材についてもあり得ると考えられた。一方、廃枕木 C については、PCP に関しては未処理に分類されると思われた。

以上のことから、必ずしも全ての廃枕木に PCP が含有されているわけではないが、中には 10 ppb-TEQ レベルで PCDD/DFs を含有する廃枕木が市販されていることが確認され、そのようなものが一般人によって利用される可能性があることが示唆された。日本における PCP の利用は、1960～1970 年代に主に水稻用農薬(除草剤)としての大量生産が知られている。現在は生産・販売とも終了しているが、2002 年になって、高レベル PCDD/DFs の含有を認めた当時の製造者は、農林水産省の指示により、PCP 製品の回収を始めた。PCP 処理木材等への言及はないが、農薬用途と異なり、成分の多くが利用媒体である木材に残存しているルートと捉えることもできる。上述の通り高濃度 PCP を含有する廃枕木はある程度の規模の工場において圧力注入処理されたと考えられることから、そのような用途に関するなんらかの情報が入手できると考えられる。

今後、このような廃枕木の出所などについて調査すると同時に、適切な管理について検討する必要があると思われる。

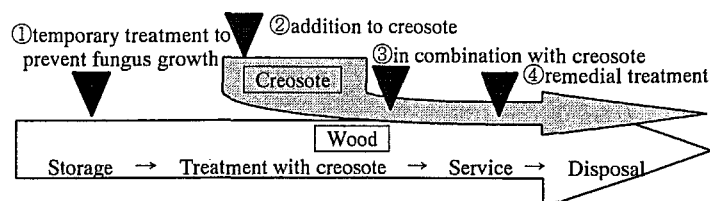


Figure 3.4.2-5 Times when PCP can be added to wood treated with creosote

Table 3.4.2-4 Levels of PCP and PCDD/DFs in wood samples and deduced application method

Source	Classification	PCP ($\mu\text{g/g}$)	PCDD/DFs (ng-TEQ/g)	Methods of PCP application to wood
Wood samples from livestock facilities in the USA (12)	PCP < LQ	< LOQ	0.011-1.7	untreated with PCP
	PCP low	2.5~82	0.016-2.4	low-level application to prevent fungus growth
	PCP intermediate	110~880	1.6-53	surface application
	PCP high	1,600~8,500	27-310	pressure treatment
Waste woods tested in previous study (see section 3.2.3.5)	CCA-treated waste wood	3.1 (total CPs: 5.4)	0.0068	low-level application
	Creosote-treated waste wood	0.088 (total CPs: 8.5)	0.018-0.029	low-level application with CPs
	Untreated waste wood	0.17 (total CPs: 0.69)	0.0023-0.0074	untreated with PCP
Wooden products tested in this study	Sleeper A (cross-section)	-	24	pressure treatment or surface application
	Sleeper A (interior)	250	22	
	Sleeper A (surface)	280	35	
	Sleeper B (surface)	0.64	0.03	low-level application or untreated with PCP
	Sleeper C (surface)	0.29	0.0000063	untreated with PCP
	Untreated wood A	-	0.00018	untreated with PCP

3.4.2.4.まとめ

日本において市販され、一般消費者によって使用されるクレオソート及び廃枕木の性状を把握するために、PAHs、PCP及びPCDD/DFsの含有量を分析した。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ 今回対象としたクレオソートにはUSEPA指定16種PAHsの全てが含まれており、その総和は240,000,000 ng/gと、クレオソートの24%になることが確認された。また、B[a]Pは930,000 ng/g (930 ppm)であり、EU規制でクレオソートやクレオソート処理された製品の販売が全面的に禁じられている50 ppmを大きく上回る値となった。
- ・ 今回対象とした廃枕木試料（廃枕木A）各部には、USEPA指定16種PAHs合計で410,000~510,000 ng/gが含まれており、B[a]P (25,000~55,000 ng/g)を始め、高分子量PAHsも多く含有されていることが確認された。なお、未処理材2試料中レベルは、それより2オーダー低く、合計で3,700及び6,300 ng/g含有されていた。
- ・ 今回対象とした廃枕木試料（廃枕木A）各部には、PCPが250,000~280,000 ng/g、PCDD/DFsが合計で4,600~7,800 ng/g (22~35 ng-TEQ/g)含有されていることが確認され、クレオソートに加え、PCPで加圧注入処理された可能性が高いと考えられた。
- ・ 今回対象とした他の廃枕木試料（廃枕木B、C）には、PCDD/DFsが0.030 ng-TEQ/g及び0.0000063 ng-TEQ/g含有されていた。前者はその異性体分布よりPCP中不純物である可能性が考えられた。これは防カビ目的での一次処理と考えられ、防カビ処理は木材に汎用されていたことから、このレベルの含有は多くの場面で覚悟する必要があると考えられた。
- ・ 以上のことから、必ずしも全ての廃枕木にPCPが含有されているわけではないが、中には10 ppb-TEQレベルでPCDD/DFsを含有する廃枕木が市販されていることが確認され、そのようなものが一般人によって利用される可能性があることが示唆された。

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇学会発表

浅利美鈴, 平井康宏, 松枝孝, 高月紘, 酒井伸一: クレオソート処理木材の多環芳香族炭化水素 (PAHs) とその挙動, 第 11 回環境化学討論会講演要旨集, pp.190-191 (2002)

浅利美鈴, 平井康宏, 松枝孝, 高月紘, 酒井伸一: クレオソート処理木材の多環芳香族炭化水素とその燃焼挙動, 第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1206-1208 (2002)

浅利美鈴, 松枝孝, 高月紘, 酒井伸一: 市販廃枕木に含まれる残留性有機汚染物質及びそのリスク, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.456-458 (2003)

◇学会発表 (審査付き)

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Shin-ichi Sakai: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Pentachlorophenol, Dioxins and Furans in Waste Wooden Sleepers on the Recycling Market, Organohalogen Compounds, Vol.59, pp.199-202 (2002)

第 3 章 4.2 節の参考文献

- 1) JIS (Japanese Industry Standard) K0312, "Method for determination of tetra- through octa-chlorodibenzo-p-dioxins, tetra-through octa-chlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in industrial water and waste water" (1999)
- 2) B. Larsen, R. Tilio, S. Kapila: A DMSO-based Cleanup Procedure for Determination of PCBs in Waste Oil, Chemosphere, Vol.23, pp.1077-1084 (1991)
- 3) M. Kohler, T. Künniger, P. Schmid, E. Gujer, R. Crockett, M. Wolfensberger; Inventory and Emission Factors of Creosote, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), and Phenols from Railroad Ties Treated with Creosote: Environmental Science and Technology, No.34, pp.4766-4772 (2000)
- 4) JIS (Japanese Industry Standard) K2439-83: "creosote, tar manufactures and tar pitch" (1983)
- 5) M. A. Engwall, J. J. Pignatello, D. Grasso: Degradation and Detoxification of the Wood Preservatives Creosote and Pentachlorophenol in Water by the Photofenton Reaction, Water Research, Vol.33, No.5, pp.1151-1158 (1999)
- 6) W. Rotard, W. Mailahn: Gas chromatographic-mass spectrometric analysis of creosotes extracted from wooden sleepers installed in playgrounds, Analytical Chemistry, Vol.59, pp.65-69 (1987)
- 7) B. Gevao, K. C. Jones: Kinetics and Potential Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Desorption from Creosote-Treated Wood, Environmental Science and Technology, Vol.32, pp.640-646 (1998)
- 8) S. Masunaga, T. Takasuga, J. Nakanishi: Dioxin and dioxin-like PCB impurities in some Japanese agrochemical formulations. Chemosphere, Vol.44, pp.873-885 (2001)
- 9) 井上嘉幸: 木材の劣化と防止法, 森北出版株式会社 (1972)
- 10) M. T. Wan, J. van Oostdam: Utility and Railway Rights-of-Way Contaminants: Dioxins and Furans, Journal of Environmental Quality, Vol.24, No.2, pp.257-265 (1995)
- 11) 日本木材保存剤協会: 木材保存剤入門 改訂版 (1998)
- 12) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of Pentachlorophenol, dioxins, and furans in wood and beef, Environmental Pollution, Vol.116, pp.301-307 (2002)

評価対象であるヒト健康影響については、廃木材由来粒子状物質及びガス状物質の経気道・経口ルート（図 3.4.3-2）による曝露量を以下の式により算出し、各種基準値と比較した。

$$E_{\text{Scenario-1}} = E_{\text{Inhalation, Gas}} + E_{\text{Inhalation, Particle}}$$

$$E_{\text{Scenario-2}} = E_{\text{Inhalation, Gas}} + E_{\text{Ingestion, Particle}}$$

$$E_{\text{Inhalation, Gas}} = (C_{\text{Air, Gas}} \times Q_{\text{Air}}) \times ET$$

$$E_{\text{Oral, Particle}} = (C_{\text{Air, Particle}} \times C_{\text{Wood}} \times Q_{\text{Air}}) \times ET$$

$$E_{\text{Ingestion, Particle}} = C_{\text{Wood}} \times Q_{\text{Wood}}$$

ここで、E：単位時間当たり当該物質曝露量（mg/day）、 $E_{\text{Inhalation, Gas}}$ ：ガス状物質由来の経気道曝露量（mg/day）、 $E_{\text{Inhalation, Particle}}$ ：粒子状物質由来の経気道曝露量（mg/day）、 $E_{\text{Ingestion, Particle}}$ ：粒子状物質由来の経口曝露量（mg/day）、 C_{Wood} ：木材中当該物質濃度（mg/g）、 $C_{\text{Air, Gas}}$ ：大気中ガス状当該物質濃度（g/m³）、 $C_{\text{Air, Particle}}$ ：大気中粒子状物質濃度（mg/m³）、 Q_{Wood} ：鋸屑摂取量（g/day）、 Q_{Air} ：呼吸量（m³/hr）、ET：曝露時間（hr/day）である。

3.4.3.2.2. 曝露シナリオ及び曝露ファクター

曝露シナリオとして、

- 1) 作業者が、職業として毎日 3 時間、廃木材一本の切断作業（電動鋸で 5 等分）を行う
- 2) 子供が、廃木材（5 等分×5 本）を利用している室内で、半日生活し、また、誤ってなめると想定した。このシナリオに基づいて、曝露ファクターを表 3.4.3-1 のように設定した。

Table 3.4.3-1 Exposure Factors

For calculations of	Exposure factor	Scenario-1	Scenario-2	Origin and comments
		Sawing	Indoor use	
		Worker	Child	
Air concentrations	Exposure scope	Floor area=10m ² H=2.5m		Assumption in this study
	Surface area of the wood (m ²) : A	3.4	2.3	The increase by sawing dust was taken into account
	Ventilation rate (m ³ /day) : P	240	960	Necessary rate for: -Working place defined in the regulation of Occupational Safety and Health Law in Japan -Living place defined in enforcement code-20 of Architectural Standard Law in Japan
Inhalation and Oral ingestion	Respiration rate (m ³ /hr) : Q _{Air}	1.5	0.42	Japan Science-chronology(1) and default recommended by US EPA(2)
	Ingestion rate of particles (g/day) : Q _{Wood}	0.0045	0.1	Assumption in this study
	Exposure time (hr/day) : ET	3	12	Assumption in this study
Lifetime risks	Exposure frequency (day/yr) : EF	250	365	Assumption in this study
	Exposure years in lifetime (yr) : ED	20	6	Default recommended by US EPA(2) and used in dioxin exposure assessment in Japan(3)
	Body weight (kg) : BW	70	20	Japan Science-chronology(1) and default recommended by US EPA(2)
	Average time (day) : AT			
	Non-carcinogenic Carcinogenic	20×365 70×365	6×365 70×365	ED(year)×365(day/year) 70(year)×365(day/year)

3.4.3.2.3. 薬剤処理廃木材（鋸屑）中濃度（ C_{Wood} ）

今回対象とする薬剤処理廃木材群の種類（薬剤）は、現在排出が確認されており、また今後も排出が続くことが予想される

- 1) CCA 処理廃木材（Cr, Cu, As）
- 2) PCP 処理廃木材（PCP, PCDD/DFs）
- 3) クレオソート処理廃枕木（US EPA 指定 16 種 PAHs）

とし、括弧内の化学物質による影響のみを評価することとした。これらは、単一の薬剤で比較的高レベルに処理された、枕木サイズ（h = 16 cm, w = 24 cm, l = 260 cm）の廃木材群と仮定して計算し、許容混入率等が算出できるようにした。なお、実際の多くの場面では、家屋解体現場のように様々な薬剤種（未処理含む）や形状の廃木材が混在していると考えられるが、鉄道廃枕木のように同種のものばかりが排出されるような場合もある。

薬剤処理木材の排出時における薬剤成分の残存量については、1999 年に自治体に持ち込まれた

家屋解体柱等の性状調査（3.2.3.5 参照）を行っており、また、倉田ら⁴⁾は、1989 年及び 1999 年に国内の廃木材チップ化施設においてチップ中濃度を調べている。これらの結果に、市販廃枕木の性状調査（3.4.2 参照）の結果をあわせて、表 3.4.3-2~3.4.3-4 に示す。なお、PCP 及び PCDD/DFs については、Fries ら⁵⁾が木材中レベルにより PCP 処理の有無や処理方法を分類しており、その分類に従った。PAHs については、US EPA 指定 16 種 PAHs の合計値で示した。

Table 3.4.3-2 CCA concentrations in waste wood

Source	Level/Classification	Sample	Cr (μ g/g)	Cu (μ g/g)	As (μ g/g)
Waste wood in 1999 (see section 3.2.3.5)	CCA-treated waste wood	6	750-1,300	340-550	340-820
	Untreated waste wood	3	6.7-21	6.6-11	ND-6.7
Waste wood chip in 1989 (4)	Chip for woodpulp	14	19-130	2.1-13	ND-10
	Chip for fiber-board	4	33-72	2.1-7.0	ND-0.7
	Chip for fuel	10	27-320	4.3-71	ND-30
Values used in this study	Pressure-treated waste wood*	-	1,050	430	460
	Untreated waste wood**	-	15	9.5	4.0

*: Average value of CCA-treated waste wood in 1999 waste wood survey (see section 3.2.3.5)

**: Average value of untreated waste wood in 1999 waste wood survey (see section 3.2.3.5)

Table 3.4.3-3 PCP and PCDD/DFs concentrations in waste wood

Source	Level/Classification	Sample	PCP (μ g/g)	PCDD/DFs (ng-TEQ/g)	Methods of PCP application to wood
Wood samples from livestock facilities in the USA (5)	PCP < LQ	6	< LOQ	0.011-1.7	Untreated with PCP
	PCP low	12	2.5-82	0.016-2.4	Low-level application to prevent fungus growth
	PCP intermediate	13	-	1.6-53	Surface application
	PCP high	7	1,600-8,500	27-310	Pressure treatment
Waste wood in 1999 (see section 3.2.3.5)	CCA-treated waste wood	6	3.1(T-CPs*: 5.4)	0.0068	Low-level application
	Creosote-treated waste wood	3	0.088(T-CPs: 8.5)	0.018-0.029	Low-level application with CPs
	Untreated waste wood	3	0.17(T-CPs: 0.69)	0.0023-0.0074	Untreated with PCP
Wooden products in 2001 (see section 3.4.2)	Sleeper A (some parts)	3	250-280	22-35	Pressure treatment or surface application
	Sleeper B (surface)	1	0.64	0.03	Low-level application or untreated with PCP
	Sleeper C (surface)	1	0.29	0.0000063	Untreated with PCP
	Untreated wood	1	-	0.00018	Untreated with PCP
Waste wood chip in 1999 (4)	Chip for woodpulp	1	1.1	-	Low-level application
	Chip for fuel	1	2.0	-	or untreated with PCP
	Chip for fiber-board	2	3.2-20	-	Low-level application
Values used in this study	Pressure-treated waste wood**	-	280	35	Pressure treatment
	Untreated wood***	-	0.17	0.00018	Untreated with PCP

*: chlorophenols including PCP

**: Maximum value of Sleeper A in 2001 wooden products survey (see section 3.4.2)

***: For PCP, average value of untreated waste wood in 1999 waste wood survey (see section 3.2.3.5) /: For PCDD/DFs, value of untreated wood (see section 3.4.2) is used because level of untreated waste wood (see section 3.2.3.5) is a little high

Table 3.4.3-4 PAHs concentrations in waste wood

Source	Level/Classification	Sample	Total 16-PAHs (ng/g)
Waste wood in 1999 (see section 3.2.3.5)	Creosote-treated waste wood	3	7,800-11,000
	Untreated waste wood	3	320-2,700
Wooden products in 2001(see section 3.4.2)	Sleeper A (some parts)	3	410,000-510,000
	Untreated wood	2	3,700-6,300
Values used in this study	Pressure-treated waste wood*	-	510,000
	Untreated wood**	-	3,700

*: Maximum value of Sleeper A in 2001 wooden products survey (see section 3.4.2)

**: Minimum value of untreated wood in 2001 wooden products survey (see section 3.4.2)

本研究においては、これらの研究結果を元に、加圧処理廃木材レベルを設定した。また、モデル検証のための未処理（廃木）材を設定した。PCDD/DFs 及び PAHs の詳細な設定値は表 3.4.3-5, 3.4.3-6 に示す。この PCDD/DFs は、市販廃枕木の性状調査（3.4.2 参照）において述べた通り、異

性体分布において高塩素化ダイオキシン類が多くを占めており, Masunaga ら⁶⁾の分析した PCP 農薬中の PCDD/DFs 異性体分布とも類似していたことから, PCP の不純物と考えられた。なお, B[a]P を 1 とした場合の各 PAHs 成分の発癌毒性値 (BaPeq) として Nisbet ら⁷⁾の毒性等価係数 (BaP-TEF) を採用した。

Table 3.4.3-5 Detailed concentrations of PCDD/DFs in this study (pg/g)

	Pressure-treated wood	Untreated wood
PCP	280,000,000.	170,000.
2378-T4CDD	6.8	0.
T4CDDs	55.	26.
12378-P5CDD	250.	0.
P5CDDs	840.	0.
123478-H6CDD	0.	0.
123678-H6CDD	120,000.	0.
123789-H6CDD	4,000.	0.
H6CDDs	260,000.	0.
1234678-H7CDD	1,400,000.	17.
H7CDDs	2,100,000.	30.
O8CDD	1,800,000.	82.
total PCDDs	4,200,000.	140.
TEQ	27,000.	0.18
2378-T4CDF	1,400.	0.
T4CDFs	27,000.	3.4
12378-P5CDF	7,000.	0.
23478-P5CDF	4,800.	0.
P5CDFs	140,000.	5.4
123478-H6CDF	18,000.	0.
123678-H6CDF	7,300.	0.
123789-H6CDF	3,300.	0.
234678-H6CDF	9,600.	0.
H6CDFs	860,000.	0.
1234678-H7CDF	130,000.	0.
1234789-H7CDF	8,400.	0.
H7CDFs	520,000.	0.
O8CDF	200,000.	0.
total PCDFs	1,700,000.	8.8
TEQ	8,100.	0.
total PCDDs+PCDFs	5,900,000.	150.
TEQ	35,000.	0.18

TEQ: WHO-TEQ (1998) values were calculated assuming that the amounts of congeners below the detection limit were zero.

Table 3.4.3-6 Detailed concentrations of PAHs in this study (ng/g)

	BaP-TEF	Pressure-treated wood	Untreated wood
Naphtalene	0.001	3,700.	110.
Acenaphthylene	0.001	360.	23.
Acenaphthene	0.001	1,300.	93.
Fluorene	0.001	16,000.	690.
Phenanthrene	0.001	77,000.	1,700.
Anthracene	0.01	36,000.	610.
Fluoranthene	0.001	11,000.	51.
Pyrene	0.001	77,000.	360.
Benz[a]anthracene	0.1	55,000.	6.6
Chrysene	0.01	130,000.	30.
Benzo[b]fluoranthene	0.1	15,000.	0.45
Benzo[k]fluoranthene	0.1	3,800.	0.
Benzo[a]pyrene	1.	55,000.	0.3
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	0.1	420.	0.
Benzo[g,h,i]perylene	0.01	14,000.	0.79
Dibenz[a,h]anthracene	1.	15,000.	0.
Total		510,000.	3,700.
Total-BaPeq		80,000.	10.

3.4.3.2.4.ガス状物質曝露：大気中濃度 ($C_{Air, Gas}$)

廃木材から揮発したガス状有機化学物質による曝露量は、呼吸量 (Q_{Air}) に室内大気中濃度 ($C_{Air, Gas}$) を乗じて算出した。室内大気中濃度は以下の式によって設定した。

$$C_{Air, Gas} = A \times V / P$$

ここで、 $C_{Air, Gas}$ ：平衡状態の大気中ガス状当該化学物質濃度 (mg/m^3)、 A ：廃木材表面積 (m^2)、 V ：当該化学物質の揮発速度 ($mg/m^2/day$)、 P ：換気量 (m^3/day) である。

PCP、PCDD/DFs の揮発速度 V については、ガラスチャンバーモデルにおける PCP 処理木材からの PCP 揮発率評価⁸⁾や、PCP 処理木材からの PCDD/DFs 放出量の試算等^{9,10)}が行われている。今回は、Eitzer ら⁹⁾の PCDD/DFs 年間揮発率、含有量の 0.1 %を、PCP、PCDD/DFs 全異性体に採用した。

PAHs の揮発速度 V については、ガラスチャンバーモデルによるクレオソート処理木材試料からの PAHs 脱着の動力的検討¹¹⁾や、年代の違う鉄道廃枕木の分析結果による PAHs 排出係数の算出¹²⁾が試みられている。しかし、いずれの研究においても、古い木材からの放出挙動や高分子量 PAHs の揮発量は取り扱っておらず、もしくはできず、別のアプローチが必要だと考えられた。そこで、本研究においては、市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照) における結果を用いて、

- ・ 市販クレオソートが廃枕木に塗布されていたものと同じ組成である
- ・ ある分子量以上の PAHs は放出しない
- ・ 放出しない PAHs を基準に初期濃度 (クレオソートと同組成) を算出し、現濃度との差を揮発分とする

との仮定・手順に基づき揮発速度を推算した。

3.4.3.2.5.粒子状物質曝露：鋸屑摂取量 ($C_{Air, Particle} \times Q_{Air}, Q_{Wood}$)

切断作業 (シナリオ 1) については、発生した鋸屑量に関係なく、室内を浮遊している粒子状物質濃度が、日本労働衛生学会¹³⁾によって定められた吸入性木材粉塵の職業曝露許容値 ($1 mg/m^3$) であり、作業中の呼吸により鋸屑を吸入すると想定し、呼吸量 (Q_{Air}) に粉塵許容濃度 ($C_{Air, Particle}$) を乗じて、鋸屑摂取量を求めた。

室内利用 (シナリオ 2) については、子供が誤って摂取する量 (Q_{Wood}) を、 $0.1 g/day$ とした。これは、日本でダイオキシン類評価³⁾において土壌摂取量のデフォルト値として用いられている $0.2 g/day$ の半量、土壌摂取量の US EPA 推奨値²⁾と同値である。

3.4.3.2.6.生物学的利用能

各化学物質の生物学的利用能 (bioavailability) は、その化学物質の物理化学的特性は勿論、ガス状か粒子状か、また経気道か経口か、そして吸収される臓器によって、大きく異なると考えられる。存在形態による違いについては、PAHs のガス状物質及びカーボンブラック粒子からの生物学的利用能を、化学分析による抽出濃度と同値とした試算があるが、この粒子についての値が過大評価を招いている可能性が指摘されている¹⁴⁾。また、木材由来物質については、Gordon ら¹⁵⁾が CCA 圧力注入処理された木材屑に含まれる重金属類の体外実験条件下 (*in vitro*) での生物学的利用能について調べており、生物学的利用可能性があることを示唆している。臓器による違いとしては、PCDD/DFs 及び PCP について、有機化合物の大気/肺境界における移動率 0.5、胃腸領域における移動率 0.8 を用いてヒト曝露量を算出した報告^{16,17)}がある。しかし、これらの研究からは、今回対象とする各化学物質の木材由来での生物学的利用能は不明であり、ここでは生物学的利用能の違いを考慮せず、曝露形態 (経気道/経口、ガス状/粒子状) ごとに曝露量を算出する。

3.4.3.2.7.長・中期曝露影響：平均曝露量 (AE)

単位時間 (曝露した日) 当たり曝露量の算出後、長・中期曝露による慢性影響や発癌性について評価するために、次式によって平均曝露量を算出する。

$$AE = (E \times EF / BW) \times (ED / AT)$$

ここで、 AE ：平均曝露量 ($mg/day/kg$)、 E ：単位時間当たり当該物質曝露量 (mg/day)、 EF ：曝露頻度 ($day/year$)、 ED ：曝露期間 ($year$)、 AT ：平均時間 (day)、 BW ：体重 (kg) である。

3.4.3.3.結果及び考察

3.4.3.3.1.大気中濃度

《PAHs 揮発率》

算出方法及び算出した PAHs 揮発率を表 3.4.3-7 に示す。本研究の方法 1 は、先述した仮定に基づいたものであり、方法 2 及び 3 は、それぞれ Gevaio ら¹¹⁾、Kohler ら¹²⁾の研究結果からの算出である。これより、方法 1 による揮発率が概して高いことがわかる。方法 1 で低い方のケース a による Rate constant と特定の物理化学的性状との関係（図 3.4.3-3）より、インデノ[1,2,3-cd]ピレン及びジベンゾ[a,h]アントラセンを除いてある程度の相関が見られる。そこで、今回は、方法 1 のケース a による値を採用することとした。

Table 3.4.3-7 Estimated volatilization fluxes of PAHs and calculation methods

	MW	Approach-1			Approach-2				Approach-3		
		It assumes that Sleeper A was treated with creosote analyzed in the previous study(see section 3.4.2), and that there was no change in the level of high-molecular-weight PAH. Then, case- α was adapted.			The rate constant (1/hr) from Gevaio's et al.(11) was divided by Area/Volume (1/m), then the concentration in sleeper A was multiplied by it.				It calculated from the difference of emission of two railroad ties, one year and 32 years use, which Kohler et al.(12) analyzed.		
		The amount of application based on individual PAHs (g-creo/g-wood)	Volatilization flux (mg/m ² /hr)		Rate constant (1/hr)	Rate constant (1/hr)		Volatilization flux (mg/m ² /hr)	Emission (g)		Volatilization flux (mg/m ² /hr)
			Case- α	Case- β		18°C	30°C		1year	32years	
Naphtalene	128	0.000066	0.28	0.67	4.1E-08				40.	130.	0.15
Acenaphthylene	152	0.00038	0.0047	0.011	7.2E-09				0.	0.4	0.00068
Acenaphthene	154	0.00002	0.32	0.77	1.4E-07	5.4E-05	7.5E-05	0.0007	42.	230.	0.32
Fluorene	166	0.00076	0.1	0.25	3.6E-09	4.3E-04	5.9E-04	0.069	71.	120.	0.08
Phenanthrene	178	0.0014	0.27	0.67	1.9E-09	3.4E-04	4.2E-04	0.26	270.	0.	
Anthracene	178	0.0021	0.081	0.2	1.2E-09	4.0E-05	4.4E-05	0.014	19.	24.	0.009
Fluoranthene	202	0.0011	0.048	0.12	2.4E-09	2.5E-04	2.7E-04	0.027			
Pyrene	202	0.0086	0.038	0.1	2.7E-10						
Benz[a]anthracene	228	0.022	0.0075	0.025	7.6E-11						
Chrysene	228	0.046	0.0024	0.022	1.0E-11						
Benzo[b]fluoranthene	252	0.017	0.0031	0.0095	1.2E-10						
Benzo[k]fluoranthene	252	0.004	0.0044	0.011	6.4E-10						
Benzo[a]pyrene	252	0.059...Case- α	0.	0.0063	0						
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	276	0.00071	0.0029	0.007	3.8E-09						
Benzo[g,h,i]perylene	276	0.056...Case- α	0.	0.0018	0						
Dibenz[a,h]anthracene	278	0.14...Case- β	0.	0.	0						

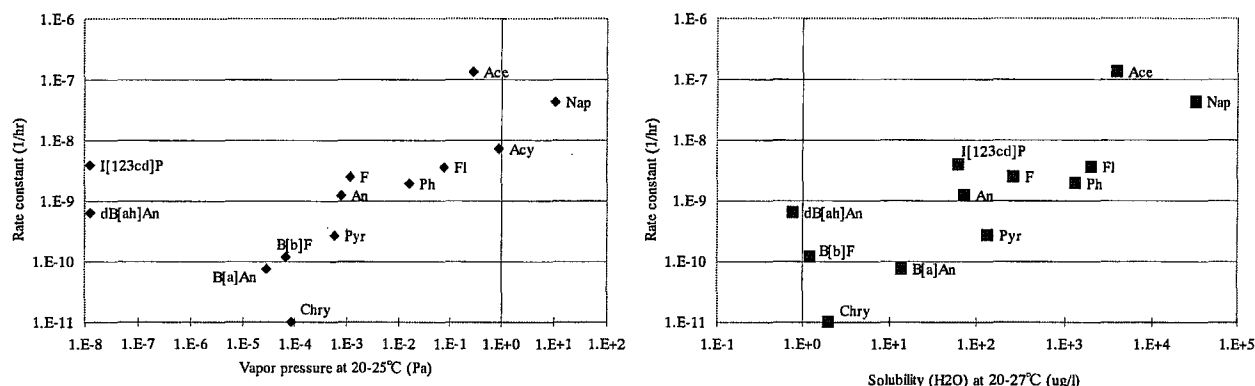


Fig. 3.4.3-3 Rate constants for volatilization fluxes of PAHs as a function of physico-chemical properties

《大気中濃度》

有機化合物の大気中推定濃度及び参照値（一般及び曝露環境中濃度）¹⁷⁻²⁷⁾を表 3.4.3-8 及び 3.4.3-9 に示す。これにより、加圧処理廃木材曝露下のどの推定値も、参照値の職業曝露環境中濃度と同レベルになっていることがわかる。これは、揮発率等の設定が過大評価を招いている可能性も考えられるが、揮発を促すような条件下でのリスク増加を示唆するものでもある。しかし、ナフタレン、B[a]P 及び PCP について定められた作業環境許容濃度を上回るものはなかった。なお、未処理木材による推定濃度は一般環境中レベルと類似した値となり、モデル推定値が極端な過大評価ではないことが確認された。

Table 3.4.3-8 Estimated air concentrations of PAHs and survey date (ng/m³)

	Scenario-1			Scenario-2		Reference value (18)				
	Pressure-treated		Untreated	Pressure-treated	Time Weighted Average	Ambient air of background and rural areas	Indoor air polluted by residential heating	Occupational exposure		
	Gas	Particle	Particle	Gas				Coke-oven batteries	Roofing and roofing manufacture	Foundries
Naphtalene	93,000.	3.7	0.11	16,000.	50,000,000	ND-98	750-2,200	28,000-650,000	220-25,000	9,700
Acenaphthylene	1,600.	0.36	0.023	270.		-	1-750	28,000	230-29,000	ND
Acenaphthene	110,000.	1.3	0.093	18,000.		0.32-23	1-1,700	3,800	520-6,700	30
Fluorene	35,000.	16.	0.69	5,900.		0.66-32	3-280	14,000-110,000	160-14,000	80
Phenanthrene	92,000.	77.	1.7	15,000.		ND-70	3-670	70-200,000	65-1,400	320-4,500
Anthracene	27,000.	36.	0.61	4,600.		ND-3.9	0.10-410	16,000-55,000	33-1,500	50-2,300
Fluoranthene	16,000.	11.	0.051	2,800.		ND-47	0.070-1,100	120-4,400,000	84-7,000	130-1,600
Pyrene	13,000.	77.	0.36	2,200.		ND-26	0.02-850	2,400-99,000	35-5,400	10-1,700
Benz[a]anthracene	2,500.	55.	0.007	430.		0.005-2.5	ND-4,000	110-96,000	30-2,500	8.0-670
Chrysene	800.	130.	0.03	140.		0.07-1.0	0.18-1,400	80-72,000	38-210	20-820
Benzo[b]fluoranthene	1,100.	15.	0.	180.		0.02-1.2	0.17-930	42,000-1,500,000	30-1,200	3.0-870
Benzo[k]fluoranthene	1,500.	3.8	0.	250.		0.002-0.48	0.0050-820	42,000	99-700	20-460
Benzo[a]pyrene	0.	55.	0.	0.	2,000	ND-1.7	ND-3,100	10-1,300,000	30-1,500	20-470
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	980.	0.42	0.	170.		0.0060-0.72	0.15-8,400	4,500	30-940	ND-810
Benzo[g,h,i]perylene	0.	14.	0.001	0.		ND-3.0	ND-800	1,600	30-900	50-720
Dibenz[a,h]anthracene	0.	15.	0.	0.		-	3.3-960	-	30-180	ND-200

Table 3.4.3-9 Estimated air concentrations of PCP, PCDD/DFs and survey date

				PCP (ng/m ³)		PCDD/DFs (pg-TEQ/m ³)	
				Gas	Particle	Gas	Particle
This study	Pressure-treated	Scenario-1. Sawing		250.	280.	31.	35.
		Scenario-2. Indoor use		43.	0.	5.3	0.
	Untreated	Scenario-1. Sawing		0.15	0.17	0.00016	0.00018
		Scenario-2. Indoor use		0.026	0.	0.000027	0.
Reference value	Time Weighted Average (TWA)			500,000		-	
	Air environmental-quality value of dioxins in Japan			-		0.60	
	Ambient air of background and rural areas(17,19-24)			0.63-5.1		0.017-1.1	
	Japan simultaneous Source circumference including important area(n=138)			-		0.00030-1.8	
	research on Dioxins Big-Middle city area(n=236)			-		ND-1.1	
	(25) Background area(n=7)			-		0-0.067	
	Occupational exposure and another source	The surroundings of a closed plant of pesticide (19)		1.0		-	
		Indoor air where PCP had been previously used (21)		ND-650		0.018-2.5	
		Wood preservative industry (26)		5.1-30,000		-	
		Sawmill and wood preservative industry (23)		11,000,000		-	
	Usual operation of the all-continuous incinerator (27)			-		0.5-7.2	

3.4.3.3.2.曝露量評価

各曝露シナリオによる曝露量を表 3.4.3-10~3.4.3-12 に示す。表 3.4.3-10 には曝露した日の曝露量を示し、参照値として CCA、PCP 及び PCDD/DFs の平均摂取量^{17, 25, 28-30)}及び PAHs の推定最高摂取量¹⁸⁾を示した。表 3.4.3-11 及び 3.4.3-12 にはそれぞれ非発癌、発癌影響の生涯リスクを評価するための平均曝露量を示し、RfD と VSD の定められた化合物についてはそれらを参照値とした。

切断作業（シナリオ 1）については、経気道のみを曝露経路とした。曝露した日の重金属類曝露量は参照値（Cr 及び Cu の平均経口曝露量、As の平均合計曝露量）と比較して問題のないレベルとなっていることがわかる。一方、曝露した日の PAHs、PCP、PCDD/DFs 曝露量については、それぞれ合計が 1.8 mg/day、2.4 µg/day、300 pg-TEQ/day と参照値を大幅に上回っている。その曝露形態についてみると、PCP 及び PCDD/DFs はガス状物質と粒子状物質の寄与が同程度と算出されたのに対し、PAHs 曝露レベルは、ガス状物質の寄与が大きいことがわかる。ガス状物質への曝露はマスク等による防護が困難と考えられ、注意を要する。長・中期曝露影響については、Cr、Cu、As、PAHs 及び PCP による経気道曝露の非発癌及び発癌影響に関する RfD 及び VSD が定められていないが、粒子状物質を経口摂取すると仮定し、経口曝露の RfD 及び VSD と比較すると、B[a]P、PCP の VSD（発癌リスク 10⁻⁶に相当）と同オーダーであることがわかる。

室内利用（シナリオ 2）については、子供のガス状物質経気道摂取及び粒子状物質経口摂取を曝露経路とした。曝露した日の重金属類経気道曝露量は切断作業者に比べて 1 オーダー程度高いが、参照値と比較して問題のないレベルとなった。曝露した日の PAHs、PCP、PCDD/DFs 曝露量については、それぞれ合計が 380 µg/day、28 µg/day、3.5 ng-TEQ/day と参照値を大幅に上回っている。その曝露形態についてみると、PAHs 合計値はガス状物質による曝露量が多いのに対し、BaP_{eq} 値では粒子状物質の方が大きいことがわかる。これは、TEF の大きい高分子量 PAHs が粒子状物質に多いためである。PCP 及び PCDD/DFs については粒子状物質の寄与が大きいことがわか

る。このように、鋸屑の直接経口摂取に伴うリスクが大きくなることから、室内・屋外利用に関わらず、食べ物に接触する場所や遊具、装飾用材等への利用には注意を要する。次に、長・中期曝露影響について見ると、As の平均曝露量が経口曝露の RfD 及び VSD を上回っていることがわかる。しかし、未処理材でも VSD を上回ることは、曝露した日の曝露量は参照値と同程度以下であったことから、この基準値では過大評価になると考えられた。B[a]P 及び PCP, PCDD/DFs の平均経口曝露量については、いずれも経口曝露の VSD より 1~2 オーダー高いレベル、つまり 10^{-5} ~ 10^{-4} に相当する発癌リスクと算出された。この B[a]P, PCP 及び PCDD/DFs の VSD (発癌リスク 10^{-6}) を基準に、室内利用 (シナリオ 2) における各加圧処理廃木材の許容混入率及び許容摂取量を算出し、表 3.4.3-12 に示している。これによると、廃枕木の室内利用といった場面では、加圧処理レベルで B[a]P や PCP, PCDD/DFs を含有する廃木材に曝露する可能性があり、その場合、許容摂取量は最小で 0.59 mg/day ということになる。さらに、クレオソート中 PAHs のみならず PCP や PCDD/DFs を含有する廃枕木のように、複数の薬剤で処理された木材もあることに注意を要する。このような低レベルでの摂取をも回避するためには、加圧処理レベルに相当する薬剤処理廃木材の利用は避ける必要がある。また、シナリオ 2 と同量の木材 (0.1 g/day) を摂取する可能性のある用途においては、加圧処理廃木材の許容混入率は最小で 0.59 % となることからわかる。廃木材リサイクリングループにおいては、用途に応じて、このような低レベルの薬剤処理木材混入をも回避できるシステムを構築することが求められる。殺菌処理レベルの PCP 及び PCDD/DFs の含有については、加圧処理廃木材より 3 オーダー程度低いことから、今回の曝露シナリオでは問題のないレベルと言える。

なお、バックグラウンド曝露レベルは、参照値と同レベル以下となり、As を除いて RfD や VSD より十分に低い値となった。

このように、今回のシナリオにおいては、廃木材切断作業や室内利用に伴う経口や経気道での化学物質曝露量が日常レベルを大きく上回るほか、継続的な曝露がヒト健康へのリスクを限界値にまで高める可能性が示唆された。今回の曝露解析では、シナリオ設定に伴う不確実性や経皮曝露のように考慮にいていないリスク等の課題もあるが、廃木材再使用に伴うリスクに対する制御策の必要性は明らかになった。今後、より解析の不確実性を減らしていくとともに、その他のリサイクリングループや汚染源、化学物質についても検討を行う必要がある。

3.4.3.4.まとめ

今後大量に廃棄されると考えられる薬剤処理木材には、各種化学物質が残存していると考えられる。廃木材再使用ルートにおけるそれらのヒト健康リスクを評価するため、曝露ポイントとして、薬剤処理廃木材 (加圧処理され、高レベルに薬剤を含む廃木材) の 1) 切断作業、2) 室内利用をあげ、経気道・経口曝露ルートによるガス状・粒子状の重金属類 (Cr, Cu, As), PCP, PCDD/DFs 及び PAHs の曝露解析を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ 切断作業については、曝露した日の PAHs, PCP, PCDD/DFs 曝露量は、それぞれ合計が 1.8 mg/day, 2.4 µg/day, 300 pg-TEQ/day と一般的な曝露レベルを大幅に上回った。その曝露形態についてみると、PAHs はガス状物質の寄与が大きかった。ガス状物質への曝露はマスク等による防護が困難と考えられ、注意を要する。
- ・ 室内利用については、子供が誤って鋸屑を経口摂取する曝露経路のリスクが大きくなり、室内・屋外利用に関わらず、食べ物に接触する場所や遊具、装飾用材等への利用には注意を要すると考えられた。長・中期曝露影響について見ると、B[a]P 及び PCP, PCDD/DFs の平均経口曝露量については、 10^{-5} ~ 10^{-4} に相当する発癌リスクと算出された。VSD (発癌リスク 10^{-6}) を基準に許容摂取量を算出すると、最小で 0.59 mg/day ということになる。このような低レベルでの摂取をも回避するためには、加圧処理レベルに相当する薬剤処理廃木材の再使用は避ける必要がある。
- ・ 以上のことから、廃木材切断作業や室内利用に伴う経気道及び経口での化学物質曝露量は日常レベルを大きく上回り、継続的な曝露がヒト健康へのリスクを発癌リスク 10^{-4} にまで高める可能性が示唆された。

Table 3.4.3-10 Exposure levels of the exposed day

Scenario		Scenario-1				Scenario-2				Reference value		
Type of wood		Pressure-treated		Untreated		Pressure-treated		Untreated		Normal intake(28-30)		
Exposure route		Inhalation		Inhalation		Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion	
Type of compounds		Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle	Inhalation	Food and water	
CCA (ng/day)	Cr	-	4,700.	-	68.	-	110,000.	-	1,500.	-	ND-1,700,000	
	Cu	-	1,900.	-	43.	-	43,000.	-	950.	-	500,000-2,200,000	
	As	-	2,100.	-	18.	-	46,000.	-	400.	70,000-170,000		
										Estimated max value(18)		
										Inhalation	Food and water	
PAHs (ng/day)	Naphtalene	420,000.	17.	-	0.5	80,000.	370.	-	11.	-	-	
	Acenaphthylene	7,100.	1.6	-	0.1	1,300.	36.	-	2.3	-	-	
	Acenaphthene	480,000.	5.9	-	0.42	9,100.	130.	-	9.3	-	-	
	Fluorene	160,000.	72.	-	3.1	30,000.	1,600.	-	69.	-	-	
	Phenanthrene	410,000.	350.	-	7.7	78,000.	7,700.	-	170.	200.	2,000.	
	Anthracene	120,000.	160.	-	2.7	23,000.	3,600.	-	61.	5.	5,600.	
	Fluoranthene	74,000.	50.	-	0.23	14,000.	1,100.	-	5.1	40.	4,300.	
	Pyrene	58,000.	350.	-	1.6	11,000.	7,700.	-	36.	40.	5,100.	
	Benzo[a]anthracene	11,000.	250.	-	0.03	2,200.	5,500.	-	0.66	30.	140.	
	Chrysene	3,600.	590.	-	0.14	680.	13,000.	-	3.	35.	900.	
	Benzo[b]fluoranthene	4,800.	68.	-	0.002	900.	1,500.	-	0.045	60.	1,000.	
	Benzo[k]fluoranthene	6,700.	17.	-	0.	1,300.	380.	-	0.	15.	300.	
	Benzo[a]pyrene	0.	250.	-	0.0014	0.	5,500.	-	0.03	25.	1,600.	
	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	4,400.	1.9	-	0.	830.	42.	-	0.	30.	400.	
	Benzo[g,h,i]perylene	0.	63.	-	0.0036	0.	1,400.	-	0.079	30.	7,600.	
	Dibenz[a,h]anthracene	0.	68.	-	0.	0.	1,500.	-	0.	20.	100.	
	Total	1,800,000.	2,300.	-	17.	330,000.	51,000.	-	370.	530.	29,000.	
	Total-BaPeq	5,600.	360.	-	0.047	1,100.	8,000.	-	1.	140.	2,000.	
										Normal intake(17)		
										Inhalation	Food	Water
PCP(ng/day)		1,100.	1,300.	0.69	0.77	210.	28,000.	0.13	17.	100.	5,200.	400.
										Normal intake(25)		
										Inhalation	Food	Soil
Total PCDD/DFs(pg/day)		24,000.	27,000.	0.61	0.68	4,500.	590,000.	0.11	15.	-	-	-
(pg-TEQ/day)		140.	160.	0.	0.00081	27.	3,500.	0.00014	0.018	0.07	2.3	0.01

Table 3.4.3-11 Average exposure levels for lifetime risk of non-carcinogenic effects

Scenario		Scenario-1				Scenario-2				Reference
Type of wood		Pressure-treated		Untreated		Pressure-treated		Untreated		Referent
Exposure route		Inhalation		Inhalation		Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Dose(RfD) of oral exposure
Type of compounds		Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle	
CCA (ng/day/bw)	Cr	-	46.	-	0.66	-	5,300.	-	75.	1,500,000
	Cu	-	19.	-	0.42	-	2,200.	-	48.	
	As	-	20.	-	0.18	-	2,300.	-	20.	300
PAHs (ng/day/bw)	Naphtalene	4,100.	0.16	-	0.0048	4,000.	19.	-	0.55	20,000
	Acenaphthene	4,700.	0.057	-	0.0041	4,600.	6.5	-	0.47	60,000
	Fluorene	1,500.	0.7	-	0.03	1,500.	80.	-	3.5	40,000
	Anthracene	1,200.	1.6	-	0.027	1,200.	180.	-	3.1	300,000
	Fluoranthene	720.	0.48	-	0.0022	700.	55.	-	0.26	40,000
	Pyrene	560.	3.4	-	0.016	540.	390.	-	1.8	30,000
	Total	17,000.	22.	-	0.16	17,000.	2,600.	-	18.	
Total-BaPeq		55.	3.5	-	0.00046	53.	400.	-	0.052	
PCP(ng/day/bw)		11.	12.	0.0067	0.0075	11.	1,400.	0.0065	0.85	30,000

Table 3.4.3-12 Average exposure levels for lifetime risk of carcinogenic effects

Scenario		Scenario-1				Scenario-2				Reference	Tolerable level in scenario-2	
Type of wood		Pressure-treated		Untreated		Pressure-treated		Untreated		Virtual Daily Intake(VSD) of oral exposure	Pressure-treated wood	
Exposure route		Inhalation		Inhalation		Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion		Mix rate (%)	Intake (g/day)
Type of compounds		Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle	Gas	Particle			
CCA As(ng/day/bw)		-	5.8	-	0.05	-	200.	-	1.7	0.57	-	-
PAHs (ng/day/bw)	Benzo[a]pyrene	0.	0.69	-	0.000038	0.	24.	-	0.00013	0.14	0.58%	0.00058
	Total	4,900.	6.4	-	0.046	1,400.	220.	-	1.6	-	-	-
	Total-BaPeq	16.	1.	-	0.00013	4.6	34.	-	0.0045	-	-	-
PCP(ng/day/bw)		3.2	3.5	0.0019	0.0021	0.92	120.	0.00056	0.073	9.5	7.9%	0.0079
Total PCDD/DFs(pg-		0.4	0.44	0.000002	0.0000023	0.11	15.	0.00000059	0.000077	4.	27%	0.027

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇原著論文

浅利美鈴, 高月紘, 酒井伸一: 廃木材のリサイクリングに伴う重金属類, PCP, ダイオキシン類及び多環芳香族炭化水素への曝露, 環境化学, Vol.13, No.1, pp.77-88 (2003)

◇学会発表

高月紘, 浅利美鈴, 酒井伸一: 廃木材の循環におけるリスク評価, 第 53 回日本木材学会シンポジウム要旨集, pp.79-82 (2003)

浅利美鈴, 高月紘, 酒井伸一: 廃木材の再利用プロセスにおけるリスク評価, 第 12 回環境化学討論会講演要旨集, pp.106-107 (2003)

浅利美鈴, 松枝孝, 高月紘, 酒井伸一: 市販廃枕木に含まれる残留性有機汚染物質及びそのリスク, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.456-458 (2003)

第 3 章 4.3 節の参考文献

- 1) 国立天文台編: 生物部, 理科年表, pp.919-1033, 丸善株式会社, 東京 (2000)
- 2) US EPA, Soil ingestion and Pica, Chap.4-pp.25, Inhalation, Chap.5-pp.24, Body weight studies, Chap.7-pp.4, "Exposure Factors Handbook (Final)", Cincinnati (1997)
- 3) 環境省報道発表用資料: 土壌の含有量リスク評価検討会, 土壌の直接摂取によるリスク評価について <http://www.env.go.jp/water/report/h13-01/01.pdf> (2001)
- 4) 倉田泰人, 小野雄策: 建設廃木材中の化学物質 (第 1 報), 第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.414-416 (1999)
- 5) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of pentachlorophenol, dioxins, and furans in wood and beef, Environmental Pollutants, Vol.116, pp.301-307 (2002)
- 6) S. Masunaga, T. Takasuga, J. Nakanishi: Dioxin and dioxin-like PCB impurities in some Japanese agrochemical formulations, Chemosphere, Vol.44, pp.873-885 (2001)
- 7) C. Nisbet, P. LaGoy: Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), Regulatory, Toxicology and Pharmacology, Vol.16, pp.290-300 (1992)
- 8) P. Marchal, G. Ozanne, P. Vasseur: Glass Test Chamber Model to Evaluate Pesticide Air Emissions from Treated Wood, Indoor Built Environment, Vol.7, pp.47-53 (1998)
- 9) B. D. Eitzer, R. A. Hites: Reply to comment on 'airborne dioxins and furans: sources and fate', Environmental Science and Technology, Vol.21, pp.924 (1987)
- 10) D. L. Winters, R. G. Barton, K. E. Boggess, M. Davis, D. S. Alburty, M. N. Lorber: A Field Study to Evaluate the Potential for the Release of Dioxins from Pentachlorophenol-Treated Utility Poles, Organohalogen Compounds, Vol.43, pp.1-5 (1999)
- 11) B. Gevao, K. C. Jones: Kinetics and Potential Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Desorption from Creosote-Treated Wood, Environmental Science and Technology, Vol.32, pp.640-646 (1998)
- 12) M. Kohler, T. Künniger, P. Schmid, E. Gujer, R. Crockett, M. Wolfensberger: Inventory and Emission Factors of Creosote, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), and Phenols from Railroad Ties Treated with Creosote, Environmental Science and Technology, Vol.34, pp.4766-4772 (2000)
- 13) The Japan Society for Occupational Health (JSOH): Recommendation of Occupational Exposure Limits, Journal of Occupational Health, Vol.42, pp.213-228 (2000)
- 14) P. J. Tsai, H. Y. Shieh, W. J. Lee, S. O. Lai: Health-risk assessment for workers exposed to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in a carbon black manufacturing industry, Science of the Total Environment, Vol.278, pp.137-150 (2001)
- 15) T. Gordon, J. Spanier, J. H. Butala, P. Li, T. G. Rossman: In Vitro Bioavailability of Heavy Metals in Pressure-Treated Wood Dust, Toxicological Science, Vol.67, pp.32-37 (2002)
- 16) K. C. Jones, B. G. Bennett: Human Exposure to environmental Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans: An Exposure Commitment Assessment for 2,3,7,8-TCDD, Science of the Total Environment, Vol.78, pp.99-116 (1989)
- 17) S. R. Wild, K. C. Jones: Pentachlorophenol in the UK Environment: Human exposure and an Assessment of Pathways, Chemosphere, Vol.24, pp.847-855 (1992)
- 18) World Health Organization: Environmental levels and human exposure, 175-293, "Environmental Health Criteria 202 Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", WHO, Geneva

- (1998)
- 19) P. Bruckmann, W. Kersten, W. Funcke, E. Balfanz, J. König, J. Theisen, M. Ball, O. Päpke: The Occurrence of Chlorinated and Other Organic Trace Compounds in Urban Air, *Chemosphere*, Vol.17, pp.2363-2380 (1988)
 - 20) World Health Organization: Environmental levels and human exposure, pp.67-96, *Environmental Health Criteria 71 Pentachlorophenol*, WHO, Geneva (1987)
 - 21) O. Päpke, M. Ball, Z. A. Lis, K. Scheunert: PCDD and PCDF in indoor Air of Kindergartens in Northern W Germany, *Chemosphere*, Vol.17, pp.617-626 (1989)
 - 22) C. Rappe, R. Andersson, P. A. Bergqvist, C. Brohede, M. Hansson, O. Kjeller, G. Lindström, S. Marklund, M. Nygren, S. E. Swanson, M. Tysklind, K. Wiberg: Overview on Environmental Fate of Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans. Source, Levels and Isomeric Pattern in Various Materials, *Chemosphere*, Vol.16, pp.1603-1618 (1987)
 - 23) C. Rappe, O. Kjeller, P. Bruckmann, K. H. Hackhe: Identification and Quantification of PCDDs and PCDFs in Urban Air, *Chemosphere*, Vol.17, pp.3-20 (1988)
 - 24) C. C. Travis, H. Hattermer-Frey: Human Exposure to Dioxin. *Science of the Total Environment*, Vol.104, pp.97-127 (1991)
 - 25) 環境庁報道発表資料, ダイオキシン類緊急全国一斉調査について (1999)
 - 26) C. A. Campbell, K. Teschke, J. Bert, P. J. E. Quintana, C. Hertzman: Pharmacokinetic model of Dioxin and Furan levels in Adipose Tissue from Sawmill Work involving Chlorophenolate Fungicides, *Chemosphere*, Vol.33, pp.2372-2381 (1996)
 - 27) 熊谷信二, 自治体焼却施設の労働者のダイオキシン類曝露実態と労働衛生管理, *安全工学*, Vol.40, pp.370-377 (2001)
 - 28) World Health Organization: Environmental levels and human exposure, pp.42-48, “*Environmental Health Criteria 61 Chromium*”, WHO, Geneva (1988)
 - 29) World Health Organization: Environmental levels and human exposure, pp.51-73, “*Environmental Health Criteria 200 Copper*”, WHO, Geneva (1998)
 - 30) World Health Organization: Levels of exposure to arsenic and its compounds, pp.43-49, “*Environmental Health Criteria 18 Arsenic*”, WHO, Geneva (1981)

3.5. 廃木材からの家畜敷料製造

3.5.1. はじめに

本節では、廃木材循環過程として、『廃木材からの家畜敷料製造』を対象に、図 3.5.1 に示す通り、一連の調査・研究を展開した。

3.5.2 においては、異なる 8 製造業者が廃木材から製造した家畜敷料について、製造実態・方法等を比較し、採取した製品について性状調査を行った。3.5.3 においては、廃木材の家畜敷料への再利用に伴うリスク解析を実施した。そして、3.5.4 においては、バイオアッセイを用いたダイオキシン類のスクリーニング・モニタリング手法を敷料試料に適用し、その有効性を確かめた。

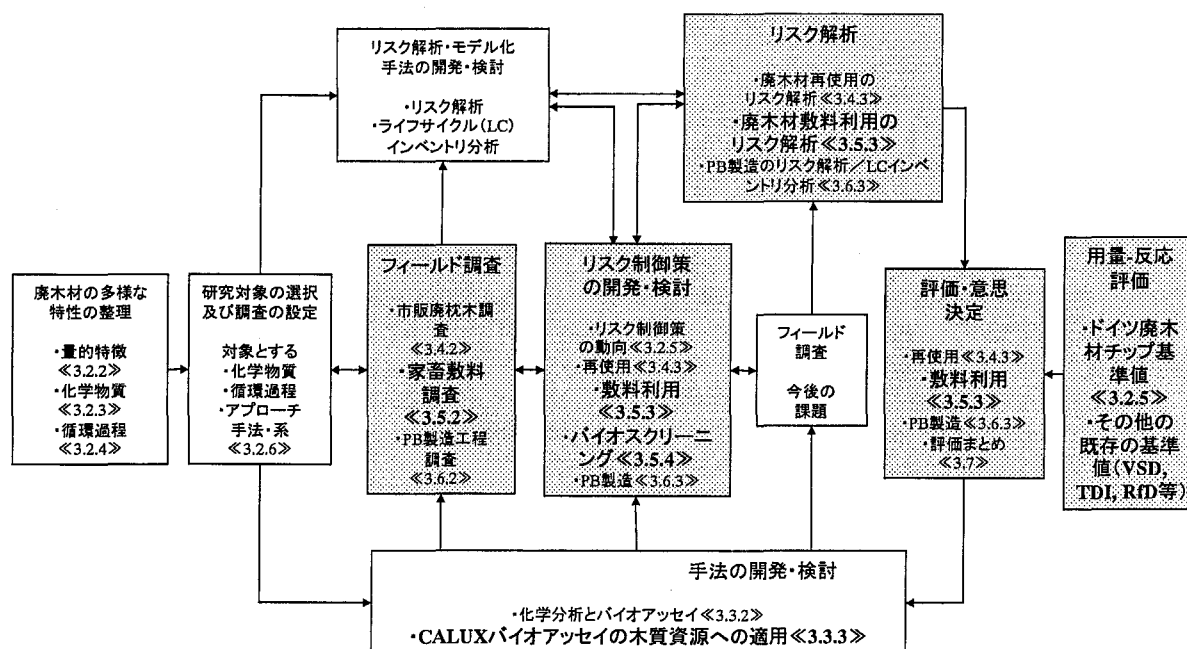


Fig. 3.5.1 廃木材を対象とした循環過程のリスク研究における本節の位置づけ<<3 章 5 節>>

3.5.2. 廃木材から製造した家畜敷料の性状調査

3.5.2.1. はじめに

廃木材チップの用途の一つとして家畜敷料への利用が行われている。家畜敷料は畜舎内の床や通路に直接入れられるため、家畜が直接接触する場面が生じ、食物連鎖の汚染へつながる可能性があるが、そのような敷料に含まれる化学物質等の性状については明らかにされていない(3.2.4.4 参照)。

本調査の目的は、食物連鎖へ結びつく可能性のある循環ルートとして、家屋解体廃木材等から製造した家畜敷料(廃木材敷料)に焦点を当て、その性状を把握することである。そこで、北海道(8 製造業者)において目視・ヒアリング調査を行い、製造されている家畜敷料を採取し、そこに含有される PCDD/DFs 及び Co-PCBs, ドリン類, クロルデン類, 多様な無機有毒化合物(Cr, Cu, As, B, Cd 及び Pb)の含有量を分析し、その性状や挙動について検討した。

3.5.2.2. 試料及び方法

3.5.2.2.1. 試料

試料としては、2002 年 12 月から 2003 年 10 月の間に、北海道内の 8 つの異なる工場(A-H)から廃木材敷料を採取した。一般的に、廃木材敷料は二段階で破碎される。金属破片, 砂のような異物及び敷料ダストは破碎過程において除去されることが多い。各施設の詳細, 廃木材源, 分別

作業方法及びダストの取り扱いについては表 3.5.2-1 にまとめた。また一般的な製造工程、敷料試料の写真を図 3.5.2-1 に示した。エネルギー回収を目的とした廃木材チップ、敷料ダスト、廃コンパネ（合板）を原料とした敷料及び新材おが粉も、各ストックヤードの数ヶ所からランダムに採取し、よく混合した。試料は約 2 週間、室温（15℃前後）常圧下において、よく換気され汚染されていないドラフトチャンバー内で乾燥させた。そして、試料は破砕機を用いて、粉碎（<5 mm）した。

比較のために、PB 製造のための廃木材チップ（3.6.2 参照）、PCP、PCDD/DFs、PAHs を高濃度に含む廃枕木（3.4.2 では廃枕木 A 断面）及び、子供の工作用未処理スクラップ（3.4.2 では未処理材 A）を用いた。木材試料は破砕物から数 g ずつ採取した。

Table 3.5.2-1 Description of the plants from which litter samples were obtained

	Origin of waste wood	Pollutants Removal	Dust Treatment	Commercial Products
Plant A	Demolition from others Crate	No operation for treated wood Magnetic selector	Removal	Fuel chips Litter
Plant B	Demolition (self) Demolition from others	Judge treated wood by appearance Magnetic selector	Removal	Litter
Plant C	Demolition from others Crate	Judge treated wood by appearance	Mixing	Fuel chips Chips for litter (Plant G)
Plant D	Demolition from others Crate	Judge treated wood by appearance Magnetic selector	Removal	Litter
Plant E	Demolition from others Crate	Judge treated wood by appearance Magnetic selector	Mixing	Litter
Plant F	Demolition (self) Demolition from others	Judge treated wood by appearance Magnetic selector	Removal	Litter
Plant G	Waste wood chips from others	No operation for treated wood Magnetic selector	Removal	Litter
Plant H	Demolition (self)	Judge treated wood by appearance Magnetic selector	Removal	Fuel chips Litter

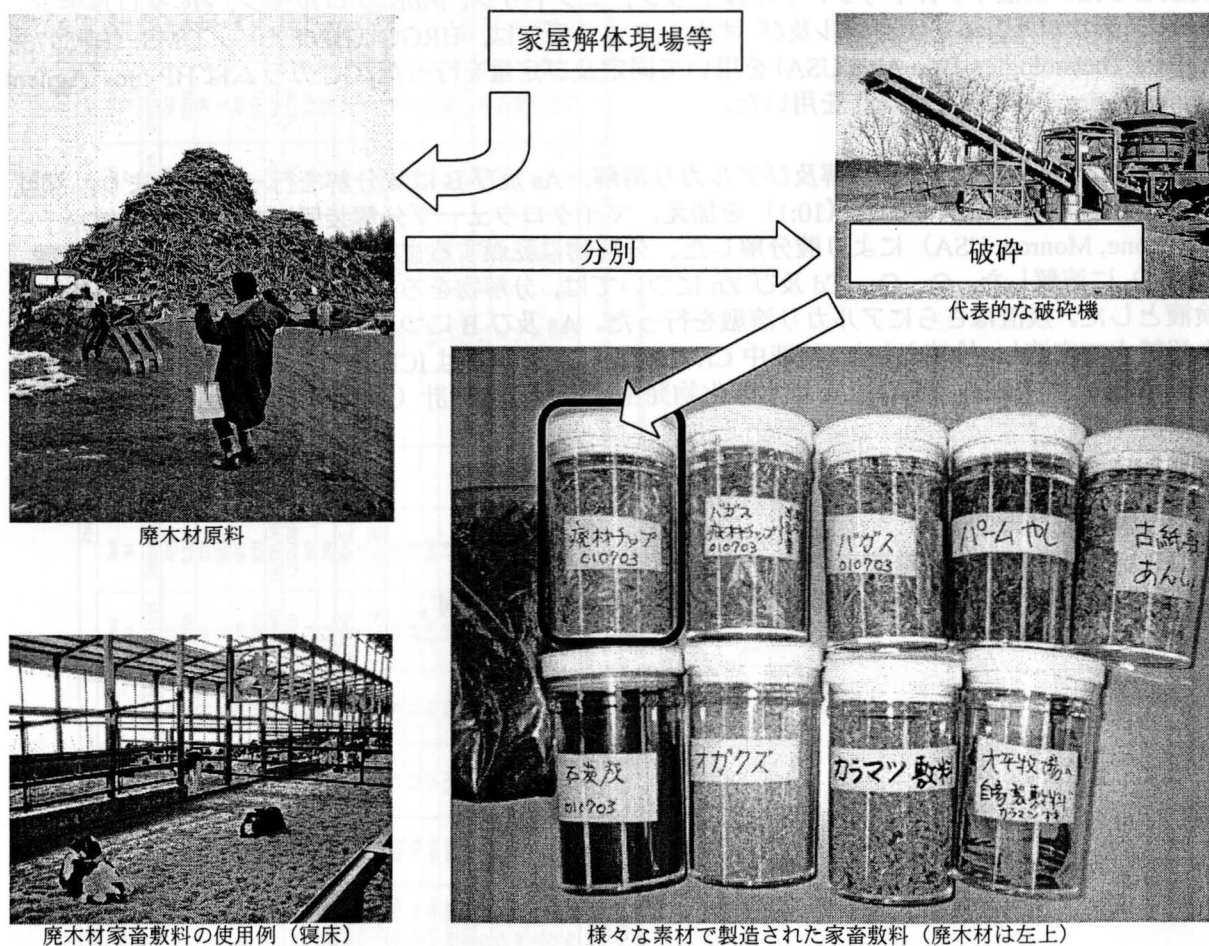


Fig. 3.5.2-1 廃木材家畜敷料試料

3.5.2.2.2.化学分析方法

《有機化合物の抽出》

木材試料は、ソックスレー抽出（トルエン，16 hrs）により粗抽出液を得た。

《ダイオキシン類》

PCDD/DFs 及び Co-PCBs については，JIS K0312¹⁾に準じた。つまり，粗抽出液に内標準物質を添加し，濃縮後，シリカゲル-44 %硫酸加熱還流処理（ヘキサン及びシリカゲル-硫酸を粗抽出液と混合，70 °C，1 hr）を行った。ヘキサン層は濃縮後，多層シリカゲルカラムクロマトグラフィー（AgNO₃-silica / H₂SO₄-silica / KOH-silica）によりクリーンアップを行った。抽出液は濃縮後，さらに活性炭シリカゲルカラムクロマトグラフィーにより分画；試料はヘキサンで抽出（第一画分は廃棄）後，25 %ジクロロメタン-ヘキサン（第二画分：mono-ortho PCBs を含む）及びトルエンで抽出（第三画分：non-ortho PCBs 及び PCDD/Fs を含む）した。各画分は濃縮し，検液とした。検液中 PCDD/DFs 及び Co-PCBs は，HRGC（HP6890; Agilent Technologies, Palo Alto, USA）／MS（AutoSpec Ultima E; Micromass, Manchester, UK）を用いて内標準法により定性及び定量を行った。4-6, 7-8 CDD/DFs 及び PCBs のための GC カラムはそれぞれ SP-2331（Spelco, Bellfonte, USA），DB-17（J&W Scientific, Folson, USA）及び DB-5（J&W Scientific, Folson, USA）を用いた。

《有機系殺虫剤》

ドリノ類及びクロルデン類の分析については，『外因性内分泌攪乱物質調査暫定マニュアル』¹⁾に従った。つまり，粗抽出液に内標準物質（¹³C₁₂-*p,p'*-DDT）を添加し，アセトンにより超音波抽出を行った。アセトン層は濃縮後，5 % NaCl-水を加え，アセトン-水層はヘキサン抽出を行った。抽出液は濃縮後，フロリジルカラムクロマトグラフィーによりクリーンアップ；20 % (v/v) ジエチルエーテル-ヘキサンにより抽出を行った。抽出液は濃縮後，さらにグラファイトカーボン（SEP Cartridge CARBOGRAPH; GL Sciences, Tokyo, Japan）＋NH₂ 連結カラム（Sep-Pak Plus NH₂; Waters, Milford, USA）によりクリーンアップ；15 % (v/v) アセトン-ヘキサンにより抽出を行い，濃縮後，検液とした。検液中アルドリノ，ディルドリン，エンドリン，*trans*-クロルデン，*cis*-クロルデン，*trans*-ノナクロル，*cis*-ノナクロル及び オキシクロルデンは，HRGC（HP6890）／QMS（HP5973; Agilent Technologies, Palo Alto, USA）を用いて同定及び定量を行った。GC カラムは HP-5ms（Agilent Technologies, Palo Alto, USA）を用いた。

《無機化合物》

Cr, Cu, Cd 及び Zn は酸分解及びアルカリ溶解，As 及び B は酸分解を行った。つまり，風乾粉碎した試料に硝酸及び硫酸（10:1）を加え，マイクロウェーブ分解装置（MLS-1200MEGA; Milestone, Monroe, USA）により酸分解した。分解物は乾燥するまで濃縮し，硝酸及び過塩素酸（15:1）に溶解した。Cr, Cu, Cd 及び Zn については，分解物をろ過し，ろ液を超純水で定溶し，検液とした。残渣はさらにアルカリ溶融を行った。As 及び B については，分解物をろ過後，ろ液を超純水で定溶し，検液とした。検液中 Cr, Cu, Cd, Zn 及び B は ICP 発光分析計（OPTIMA3000XL; PerkinElmer, Wellesley, USA），As は水素化物発生原子吸光分析計（HG-AAS）を用いて同定及び定量を行った。

3.5.2.3.結果及び考察

3.5.2.3.1.試料中化学物質濃度

敷料試料及び他の木材試料中の化学分析値を表 3.5.2-2 に示す。

Table3.5.2-2 Chemical concentrations in litter and other wood samples

Origin	Unit wet-base	Plant A		Plant B				Plant C		Plant D	Plant E	Plant F	Plant G		Plant H				Saw mill		DIY shop	PB Plant	DIY shop
Sample		Fuel chip A	Litter A	Litter B1	Dust B1	Litter B2	Dust B2	Fuel chip C	Litter C	Litter D	Litter E	Litter F	Litter G	Plywood litter G	Litter H1	Dust H1	Litter H2	Dust H2	Sawdust1	Sawdust2	Sleeper	Waste wood chips for particle board	Untreated Wood
Date of sampling		2002/12/9	2002/12/9	2002/12/10	2002/12/10	2003/9/25	2003/9/25	2002/12/12	2002/12/12	2002/12/6	2002/12/11	2002/12/11	2002/12/13	2002/12/13	2003/10/8	2003/10/8	2003/10/27	2003/10/27	2002/12/9	2003/9/25	-	-	-
PCDDs	pg/g	280	490	68	420	2,500	7,300	190	120	1400	460	340	86	7.2	4,600	3,700	22,000	9,900	N.D.	80	11,000,000	210	73
	pg-TEQ/g	0.39	0.32	0.0052	0.32	33	45	0.015	0.010	0.85	0.032	0.031	0.0066	0	55	68	520	140	0	0.0042	17,000	0.016	0.0060
PCDFs	pg/g	16	75	60	270	1,500	1,600	N.D.	N.D.	200	28	48	8	2.4	2,800	10,000	55,000	6,200	N.D.	94	980,000	120	55
	pg-TEQ/g	0	0	0	0.43	30	23	0	0	0.0095	0	0	0	0	79	180	1100	170	0	1.7	4,000	0.92	0
PCDD/DFs	pg/g	290	570	130	690	4,000	8,900	190	120	1600	480	390	94	10	7,300	14,000	76,000	16,000	N.D.	170	12,000,000	330	130
	pg-TEQ/g	0.39	0.32	0.0052	0.73	64	69	0.015	0.010	1	0.032	0.031	0.0066	0	130	240	1600	300	0	1.7	21,000	0.94	0.0060
PCBs	pg/g	110,000	96,000	350,000	16,000,000	-	-	110,000	800,000	120,000	140,000	250,000	150,000	100,000	-	-	-	-	120,000	-	57,000	130,000	140,000
Co-PCBs	pg/g	2,700	3,200	37,000	1,200,000	1,100	8,700	4,800	18,000	1,600	1,700	1,400	1,300	1,900	630	1,800	3,900	1,900	1,300	440	6,700	4,100	2,200
	pg-TEQ/g	0.36	0.42	5.6	240	3.3	4.5	3.6	8.6	0.22	0.24	0.20	0.19	0.26	7.2	24	130	6.8	0.19	0.050	0.93	0.51	0.30
Total TEQ	pg-TEQ/g	0.76	0.74	5.6	240	67	73	3.6	8.6	1.1	0.27	0.23	0.19	0.26	140	270	1,700	310	0.19	1.7	21,000	1.4	0.30
Aldrin	ng/g	ND<2	ND<5	ND<2	ND<5	-	-	ND<40	ND<1	ND<1	ND<8	ND<5	ND<2	ND<2	-	-	-	-	ND<5	-	ND<150	ND<10	ND<4
Dieldrin	ng/g	*	*	*	*	-	-	*	*	*	*	*	*	*	-	-	-	-	*	*	*	*	*
Endrin	ng/g	ND<3	ND<3	ND<30	ND<50	-	-	ND<30	ND<10	ND<5	ND<2	ND<10	ND<60	ND<5	-	-	-	-	ND<30	-	ND<100	ND<10	ND<1
trans-Chlordane	ng/g	1.9	18	4.2	10	-	-	13	ND<0.5	14	21	134	ND<0.5	ND<0.5	-	-	-	-	4.9	-	ND<1	12	ND<0.5
cis-Chlordane	ng/g	1.2	11	2.4	4.8	-	-	5.3	0.65	8.9	11	84	15	ND<0.5	-	-	-	-	2.7	-	ND<1	6.2	ND<0.5
trans-Nonachlor	ng/g	1.0	9.4	0.20	0.40	-	-	0.80	0.53	7.3	0.70	5.7	ND<0.5	ND<0.5	-	-	-	-	2.3	-	ND<1	0.60	ND<0.5
cis-Nonachlor	ng/g	0.34	3.4	1.0	1.9	-	-	1.5	ND<0.5	2.6	4.1	22	ND<1	ND<0.5	-	-	-	-	ND<10	-	ND<1	3.4	ND<0.5
Oxychlordane	ng/g	ND<20	ND<10	ND<10	ND<20	-	-	ND<50	ND<1	ND<2	ND<20	ND<30	ND<10	ND<50	-	-	-	-	ND<50	-	ND<5	ND<2	ND<5
Cr	ug/g wet	5.5	38	8.5	21	<2.0	21	3.1	<2.0	<2.0	14	6.1	5.1	<2.0	<2.0	6.8	19	20	<2.0	<2.0	13	<2.0	<2.0
Cu	ug/g wet	4.1	21	12	61	<4.0	19	12	<4.0	<4.0	6.8	7.7	<4.0	<4.0	<4.0	7.1	12	17	<4.0	<4.0	16	<4.0	<4.0
As	ug/g wet	0.32	6.0	1.7	2.6	0.87	8.5	6.5	1.2	1.4	6.6	15	2.9	<0.3	0.37	4.3	12	5.5	1.3	<0.3	0.41	0.53	<0.3
B	ug/g wet	14	18	8.8	15	-	-	11	9.0	17	7.0	15	18	18	-	-	-	-	5.3	-	8.7	15	13
Cd	ug/g wet	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	-	-	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	-	-	-	-	<2.0	-	<2.0	<2.0	<2.0
Pb	ug/g wet	4.5	61	14	110	-	-	13	<4.0	<4.0	8.4	4.6	<4.0	<4.0	-	-	-	-	<4.0	-	46	<4.0	<4.0

*: Not determined (unable to be quantitated due to insufficient separation of peaks)

ND for PCDD/DFs and Co-PCBs: Not detected at the limit of detection; 2 pg/g for TeCDD/DFs and PeCDD/DFs, 6 pg/g for HxCDD/DFs, HpCDD/DFs and Co-PCBs, 10 pg/g for OCDD/DF

ND for PCBs: Not detected at the limit of quantification 40 pg/g

TEQ: WHO-TEQ (1998) values were calculated assuming that the amounts of congeners below the detection limit were zero.

《PCDD/DFs》

表 3.5.2-2 に示す通り、廃枕木中 PCDD/DFs 濃度は、市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照) の結果とほぼ同じ値及び分布となり、再現性が確認できた。これは、未処理木材 (0.30 pg-TEQ/g) に比べて著しく高い値 (21,000 pg-TEQ/g) を示しているが、前述の通り、クレオソートと PCP を併用して加圧処理したため、その PCP 不純物として含まれていたと考えられる。廃木材敷料関連試料中 PCDD/DFs 濃度は 0.0052~1,600 pg-TEQ/g と広範囲に分布していた。特に高濃度であった工場 H からの試料を除くと、ほとんどは新材おが粉と同程度であった。それらの異性体分布 (図 3.5.2-2) は PCP 処理試料と類似していたが、これらのレベルは、PCP 処理された木造施設からの試料³⁾と比較すると、PCP 処理廃木材の流入を明確に反映するレベルとは言えなかった。

一方、工場 H からの試料については、他の試料に比べて高濃度となり、特に敷料 H2 は 1,600 pg-TEQ/g と、廃枕木より 1 オーダー低いだけのレベルとなった。それらの異性体分布 (図 3.5.2-2) は、他の試料に比べて O8CDD の占める割合が低く、PCDFs の占める割合が高く、燃焼残渣による影響を示唆するものと考えられる。今後、このような汚染パターンの廃木材の発生頻度・レベルを調査すると同時に、汚染時期や汚染源を明らかにする必要があると考えられる。

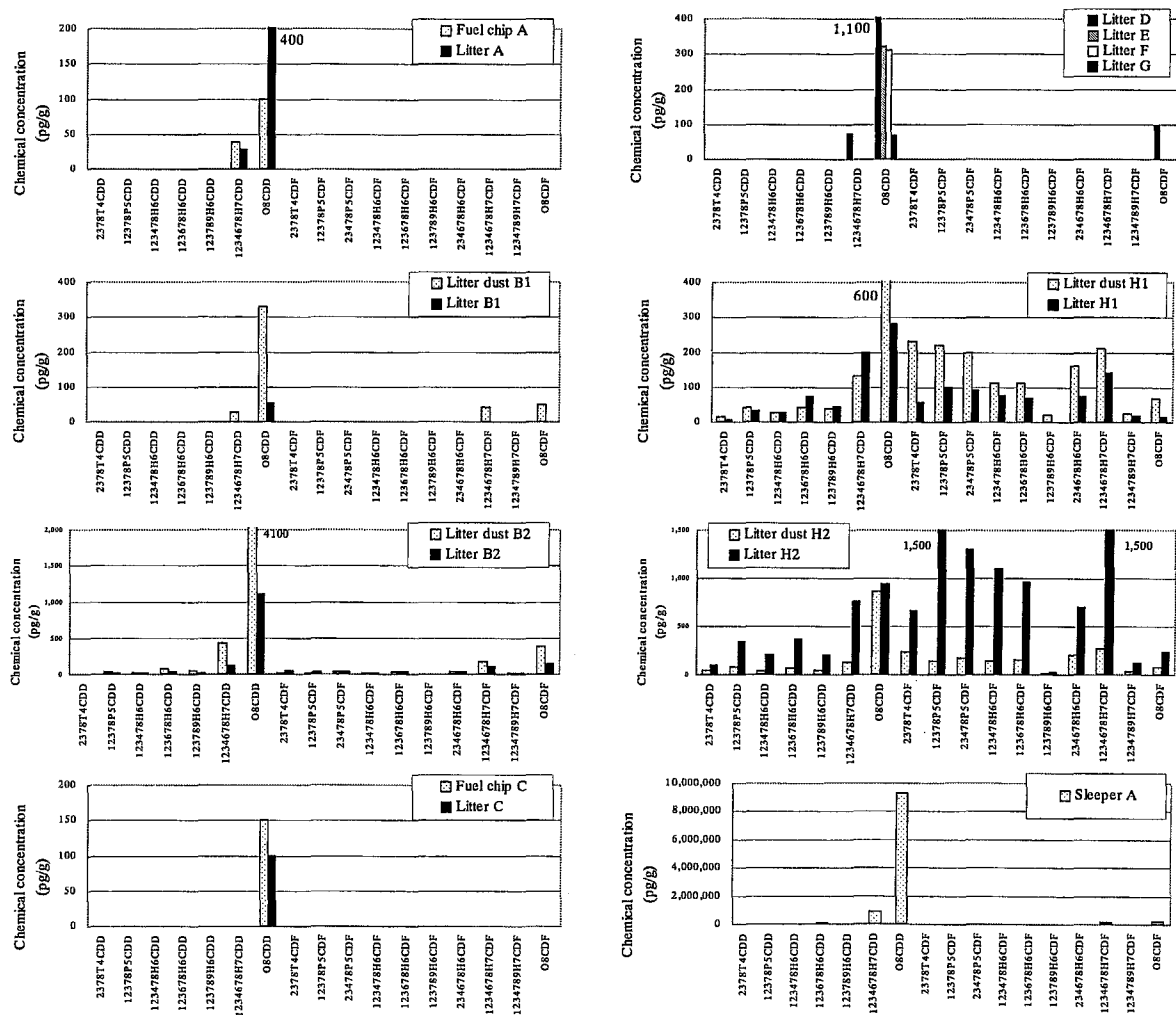


Fig. 3.5.2-2 Congener profiles of PCDD/DFs in litter samples

《PCBs》

表 3.5.2-2 に示す通り、敷料ダスト B1 は高濃度の Co-PCBs (1,200,000 pg/g, 240 pg-TEQ/g) を含有していた。敷料 B1、敷料 C 及び燃料チップ C 中 Co-PCBs の濃度も、比較的高い値 (それぞれ、37,000 pg/g, 5.6 pg-TEQ/g ; 18,000 pg/g, 8.6 pg-TEQ/g ; 4,800 pg/g, 3.6 pg-TEQ/g) であった。異性体及び同族体分布 (図 3.5.2-3) を見ると、総 TEQ に対して PCB-#77, #105, #118 及び #156 が、PCBs 合計に対して TeCBs, PeCBs 及び HxCBs が多くを占めていることがわかる。PCB-#77, #105 及び #118 は商業用 PCBs において支配的な異性体であることが知られている^{4,5)}ことから、これは、商業用 PCBs による汚染であることを示唆している。これらの製品は、家屋等の解体時に木材構造物を汚染する可能性が考えられる。例えば、蛍光灯や家電製品中の安定器、PCBs の工業混合物を含むゴム製シーリング材や PCBs を含む塗料や添加剤、及びこれらのルートで汚染された PCB 汚染木材が潜在的な汚染源と考えられる。ドイツ廃木材条例では、PCBs を含む添加剤で処理された断熱材や防音壁に対して注意を促している。それらの製品以外にも、チップ化工程や試料処理の間に用いる油など、他の PCB 汚染源も考えられる。なお、その後採取した敷料 B2 及び敷料ダスト B2 では、敷料ダスト B1 に比べて 2 オーダー以上低下しており (それぞれ、1,100 pg/g, 3.3 pg-TEQ/g ; 8,700 pg/g, 4.5 pg-TEQ/g), 敷料 B1 は一時的な著しく高濃度の汚染であったと考えられた。

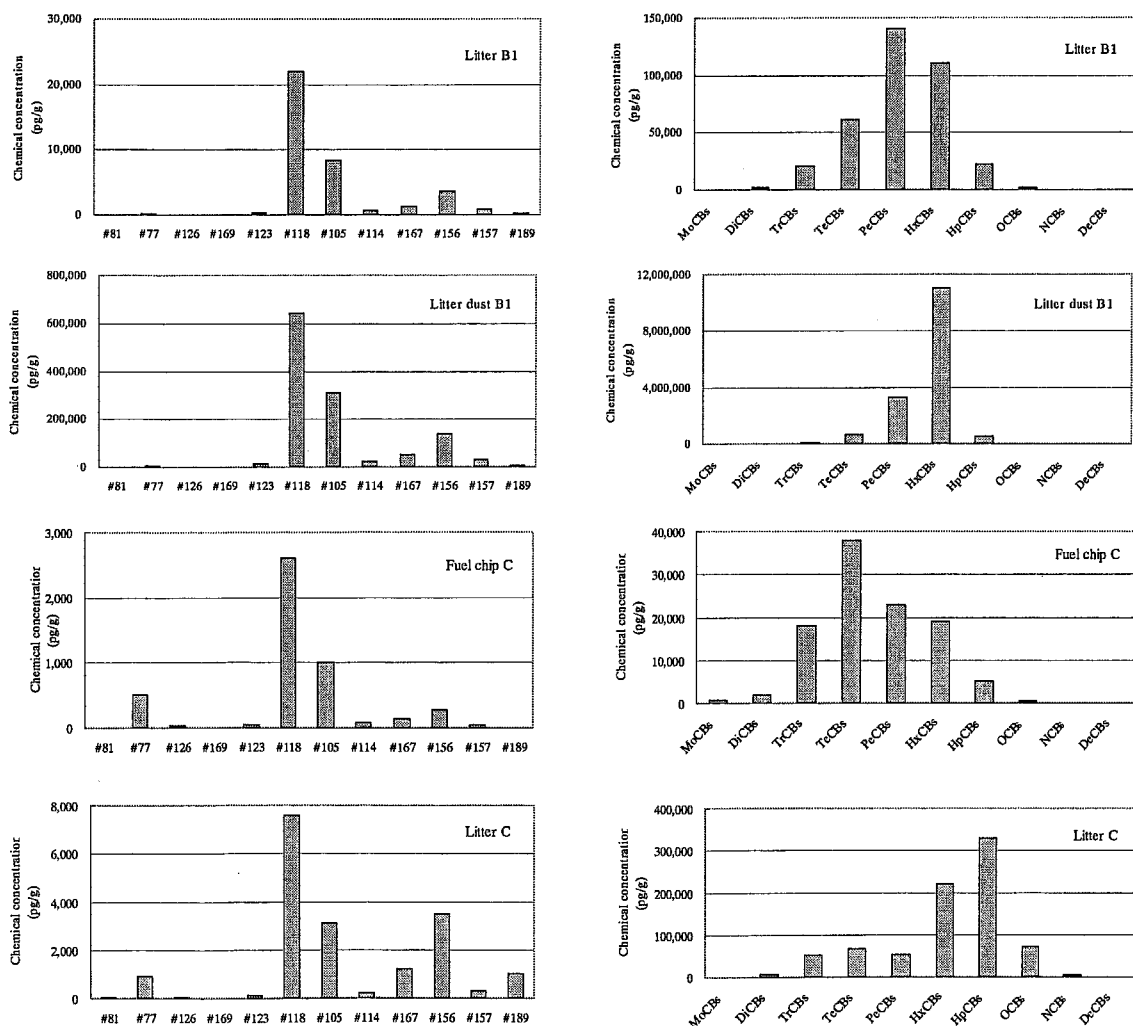


Fig. 3.5.2-3 Congener and homologue profiles of Co-PCBs in Litter B, Litter Dust B, Fuel Chip C and Litter C

《有機塩素系殺虫剤》

表 3.5.2-2 に示す通り、アルドリンやエンドリンの化学分析値は全ての試料において検出下限値以下、もしくは測定できなかった。しかし、*trans*-クロルデン、*cis*-クロルデン、*trans*-ノナクロル、*cis*-ノナクロル及びオキシクロルデンは検出された。

廃コンパネ敷料 G では全ての殺虫剤が検出下限値以下であったが、未処理おが粉 1 中では *trans*-クロルデン、*cis*-クロルデン及び *trans*-ノナクロルが検出された。この殺虫剤汚染は、同じ家畜施設のストックヤード内で隣接して保存していた廃木材敷料（敷料 A）が原因している可能性が考えられる。

敷料 F 中 *trans*-クロルデン（130 ng/g）は他の試料やバックグラウンド土壌中の平均レベル（10 ng/g）⁶⁾より 1 桁高かった。しかし、このレベルは、シロアリ駆除目的でクロルデン処理された日本家屋の床下から採取したクロルデン塗布廃木材中レベル（12,000 ng/g）⁷⁾より 2 桁低かった。従って、試料が特定の汚染源により汚染されているか否かは明確には判断できなかった。

《無機毒性化合物》

表 3.5.2-2 に示す通り、Cu、As、B、Cd 及び Pb については、特に敷料ダスト B1 については、Pb 濃度（110 µg/g）が他の試料に比べて 1 桁以上大きく、なんらかの異物混入による汚染と考えられた。Cr、Cu、As 及び B の濃度は、自治体に持ち込まれた CCA や B 系木材保存剤で処理された家屋解体柱等のレベル（3.2.3.5 参照）と比べると、2 桁かそれ以上低かった。しかし、これらのレベルは、ドイツの廃木材条例において設定された基準値と比べると無視できない。この条例では、木質製品の製造に用いる木材チップの基準値として、Cr、Cu、As、Cd 及び Pb がそれぞれ 30、20、2、2 及び 30 µg/g を上回らないこととされている。これらの基準値と比べると、本研究において示した敷料関連試料は、敷料 A については Cr、Cu、As 及び Pb、敷料ダスト B1 については Cu 及び As、敷料ダスト B2、敷料ダスト H1、敷料 H2 及び敷料ダスト H2 については As が基準値を超過した。

3.5.2.3.2.異なる製造工程及び有害化学物質濃度

工場 A については、燃料用チップが主たる製品であり、敷料はチップ化工程で発生するダストを集めて製造する副産物である。燃料チップ A と敷料 A を比べると、全ての化学分析値において、敷料 A の方が燃料チップ A を 1～20 倍上回ることがわかる。同様に、敷料を主たる製品としている工場 B については、敷料ダスト B1 中濃度は、敷料 B1 より 2～140 倍高く、敷料 B2 中濃度は、敷料 B2 と同程度～10 倍高かった。これは、チップ化等の処理を受けることにより、化学物質が小さい粒子に集積する可能性を表しており、化学物質汚染を減らすために、ダスト除去が効果的であることが示唆される。このダストへの化学物質の集積については、渡辺ら⁸⁾が金属類について、廃木材表面に付着していたほこりやハウスダスト、破碎・篩い分け操作により微細化した塗料等を含む表面部分に由来すると推測している。

工場 C では、他とは異なる敷料原料の分別システムを適用しており、一つ一つ外見をチェックして、未着色の廃木材（例えば CCA やクレオソート処理木材等は一般的に緑色や黒色等の着色がある）を未処理木材として手選別で選出、敷料製造用としている。その結果、CCA を初めとする無機化合物、PCDD/DFs 及びクロルデン類の濃度は、分別された敷料 C に比べて燃料チップ C で高く、分別の効果を示唆している。しかし、敷料 C 中 Co-PCB 異性体は燃料チップに比べて 2.4～6 倍高かった。これは、有害化合物の混入を完全に回避するのは難しいことを示唆している。また、工場 H においては、燃焼残渣による影響を示唆する PCDD/DFs 異性体分布を持つ敷料試料が確認された。このような汚染を回避するためには、薬剤処理廃木材や家庭系有害廃棄物以外の汚染源についても、調査を進める必要があると考えられる。

廃コンパネでできた敷料は、今回測定対象とした化学物質については、特に問題はないと考えられた。ただし、合板には接着剤や添加剤として有機塩素化合物等が含まれている可能性があり、原料選択には注意を要すると考えられる。

異なる工場間の比較については、分別工程（時間、費用及び労力）と敷料中化学物質濃度との間に明確な関係は見出せなかった。この結果は、目視での分別を中心としている以上、敷料中化学物質の濃度やリスクを十分に制御することは難しいことを示している。

今回の調査の結果では、ほとんどの敷料試料に残留性有機汚染物質や無機毒性化合物が含有されていることが確認された。しかし、この汚染源は明確にはわからない。リスク制御を念頭にお

いて、原料汚染の制御可能性及び敷料中含有レベルとリスクレベルの関係について検討を進める必要があると考えられた。

3.5.3.まとめ

家屋解体廃木材等を原料とした家畜敷料(廃木材敷料)の製造実態及び性状を把握するために、北海道内の8製造業者を対象に、目視・ヒアリング調査及び試料採取を行い、PCDD/DFs及びCo-PCBs、無機化合物(Cr, Cu, As, B, Cd, Pb)、ドリン類、クロルデン類の含有量を分析した。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ 目視・ヒアリング調査より、家屋解体廃木材等を原料とした家畜敷料の製造は、調査対象とした8製造業者それぞれ異なる工程を持つが、基本的なフローとしては、分別、一次・二次破碎、磁選からなることがわかった。
- ・ 含有量分析より、廃木材敷料試料には、ドリン類を除く全対象物質の含有が確認された。
- ・ 廃木材敷料試料中PCDD/DFs濃度は0.0052~1,600 pg-TEQ/gと広範囲に分布していた。大半の試料は、PCP処理木材の混入を示すレベルではなかったが、一部の高濃度の試料は、異性体分布より、燃焼残渣による影響を示唆するものと考えられた。
- ・ 廃木材敷料やその関連試料中Co-PCBs濃度には、1,200,000 pg/g(240 pg-TEQ/g)と高濃度のものがあり、異性体及び同族体分布より商業用PCBsによる汚染であることが示唆された。
- ・ 廃木材敷料試料中無機化合物濃度は、特に敷料ダストBについては、Pb濃度(110 µg/g)が他の試料に比べて1桁以上大きく、なんらかの異物混入による汚染と考えられた。ドイツの廃木材条例において設定された基準値(Cr: 30 µg/g, Cu: 20 µg/g, As: 2 µg/g, Pb: 2 µg/g)と比較すると、それを超過する試料が複数確認された。

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇原著論文

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Michifumi Yamazaki, Tomonori Azuma, Hidetaka Takigami, Shin-ichi Sakai: Waste Wood Recycling as Animal Bedding and Development of Bio-Monitoring Tool Using the CALUX Assay, Environment International ...2004 年掲載予定

◇学会発表(審査付き)

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Hidetaka Takigami, Shin-ichi Sakai: Development of Bio-Monitoring Tool in Waste Wood Recycling Using the CALUX Assay, Organohalogen Compounds, Vol.60, pp.223-226 (2003)

第3章 5.2 節の参考文献

- 1) JIS (Japan Industrial Standards) K0312: "Method for determination of tetra- through octa-chlorodibenzo-p-dioxins, tetra- through octa-chlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in industrial water and waste water" (1999)
- 2) 環境省: 外因性内分泌攪乱物質暫定マニュアル, 環境庁水質保全局水質管理課 (1998)
- 3) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated Wood in Livestock Facilities: Relationships among Residues of Pentachlorophenol, Dioxins, and Furans in Wood and Beef, Environmental Pollutant, Vol.116, pp.301-307 (2002)
- 4) T. Takasuga, T. Inoue, E. Ohi: All Congener Specific Analytical Method for Polychlorinated Biphenyls (PCBs) with Various Chromatographic Clean-up and HRGC/HRMS, Journal of Environmental Chemistry, Vol.5, pp.647-675 (1995)
- 5) R. E. Alcock, P. A. Behnisch, K. C. Jones, H. Hagenmaier: Dioxin-like PCBs in the environment - human exposure and the significance of sources, Chemosphere, Vol.37, pp.1457-1472 (1998)
- 6) S. N. Meijer, M. Shoeib, L. M. N. Jantunen, K. C. Jones, T. Harner: Air-Soil Exchange of Organochlorine Pesticides in Agricultural Soils. 1. Field Measurements Using a Novel *in situ* Sampling Device, Environ Sci Technol, Vol.37, pp.1292-1299 (2003)
- 7) A. Yasuhara, T. Katami, T. Shibamoto: Formation of PCDDs, PCDFs, and Coplanar PCBs from Incineration of Various Woods in the Presence of Chlorides, Environmental Science and Technology, Vol.37, pp.1563-1567 (2003)
- 8) 渡辺洋一, 倉田泰人, 小野雄策, 細見正: 建設廃木材破碎施設における有害金属等の収支, 廃棄物学会論文誌, Vol.14, No.6, pp.343-352 (2003)

3.5.3. 廃木材の敷料利用におけるリスク解析

3.5.3.1. はじめに

廃木材から製造した家畜敷料には PCDD/DFs や Co-PCBs、無機化合物が含まれている可能性があることが明らかになった (3.5.2 参照)。これらは敷料として畜舎内の寝床や通路に敷いて用いられ、家畜が直接廃木材に接触するような場面が生じるが、原料として先述のような化学物質が流入した場合に家畜畜産物に与える影響やそれを通じて人体に与える影響については十分に検討されていない (3.2.4.4 参照)。

本調査の目的は、廃木材の敷料利用に焦点を当て、そこにおける家畜の化学物質曝露に伴う家畜畜産物を通じたヒト健康リスクを把握することである。そこで、家畜が敷料を直接摂食するとして、PCDD/DFs、Co-PCBs 及び無機化合物 (Cr, Cu, As) の曝露評価を行い、畜産物汚染及びそれを摂取する場合のヒト健康リスクについて検討した。

3.5.3.2. 曝露評価方法の概要

3.5.3.2.1. 解析の枠組み及び曝露シナリオ

廃木材の家畜敷料利用においては、化学物質が流入した場合に、家畜や畜産作業従事者、そして消費者がその廃木材由来化学物質に曝露するようなポイントがいくつか考えられる。今回は、人が畜産物を通して廃木材由来化学物質に曝露するルートとして、図 3.5.3-1 及び表 3.5.3-1 に示す曝露シナリオを設定した。つまり、家畜 (乳牛及び肉牛) が敷料を摂食し、それにより化学物質の曝露を受けた畜産物 (牛乳及び牛肉) をヒトが摂取する。曝露シナリオとして、

- 1) 3 種類の敷料中化学物質群 (PCDD/DFs, Co-PCBs, CCA)
- 2) 数パターンの汚染レベル (バックグラウンド, 平均, 高レベル); PCDD/DFs については異なる異性体分布を持つ 2 パターンの汚染源 (PCP, 燃焼残渣)
- 3) 2 パターンの家畜摂食敷料量

を想定し、家畜及びヒトは定常的に同じ曝露を受け続けるものとした。なお、敷料以外の媒体 (大気, 水, 土壌, 飼料) については全てバックグラウンドレベルを設定し、廃木材敷料等特定の汚染源からの影響を受けていないものとした。

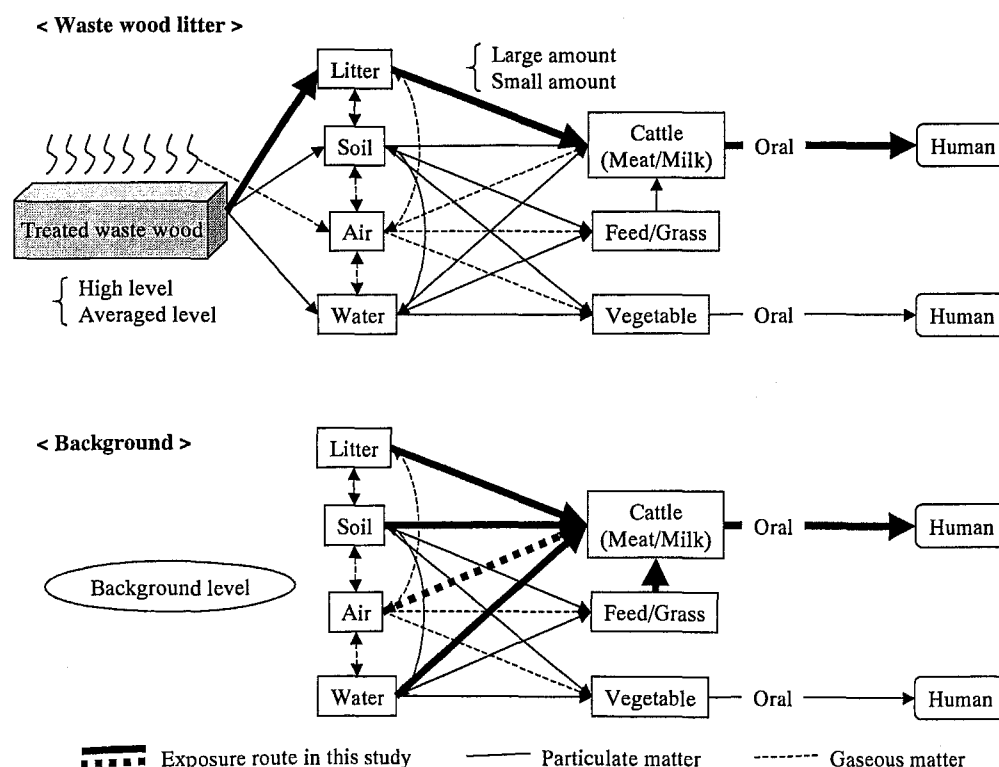


Fig. 3.5.3-1 廃木材敷料からの曝露モデル及び本研究で対象とする曝露経路

Table 3.5.3-1 本研究での曝露シナリオ

シナリオ名 (略称)	対象物質	廃木材の種類		敷料摂食量 (飼料に対する量)
		汚染レベル	汚染源	
BG レベル①	PCDD/DFs, Co-PCBs Cr, Cu, As	バックグラウンドレベル	なし	4%
BG レベル②				0.4%
平均(PCP)①	PCDD/DFs	平均レベル	PCP 処理木材	4%
平均(PCP)②				0.4%
平均(燃焼)①		平均レベル	燃焼残渣	4%
平均(燃焼)②				0.4%
高レベル①		高レベル	PCP 処理木材	4%
高レベル②				0.4%
平均レベル①	Co-PCBs	平均レベル	PCBs 製品	4%
平均レベル②				0.4%
高レベル①		高レベル		4%
高レベル②				0.4%
平均レベル①	Cr, Cu, As	平均レベル	CCA 処理木材	4%
平均レベル②				0.4%
高レベル①		高レベル		4%
高レベル②				0.4%

乳牛及び肉牛の当該物質曝露量を次式により算出した。

$$I = Q_A \times C_A + Q_w \times C_w + Q_s \times C_s + Q_F \times C_F + Q_L \times C_L$$

ここで、I：家畜の当該物質一日摂取量 (mg/day)， Q_A ：家畜の大気摂取量 (m^3/day)， C_A ：大気中当該物質濃度 (mg/m^3)， Q_w ：家畜の水摂取量 (L/day)， C_w ：水中当該物質濃度 (mg/L)， Q_s ：家畜の土壌摂食量 (kg/day)， C_s ：土壌中当該物質濃度 (mg/kg)， Q_F ：家畜の飼料摂食量 (kg/day)， C_F ：飼料中当該物質濃度 (mg/kg)， Q_L ：家畜の敷料摂食量 (kg/day)， C_L ：敷料中当該物質濃度 (mg/kg) である。

また、牛乳及び牛肉中当該物質濃度は、次式の生物移行係数 (BTF: biotransfer factor) を用いて算出し、各種実測値や基準値と比較した。なお、各媒体からの当該物質の家畜への曝露量は定常状態とし、環境や畜産状況、家畜差 (試料摂食量、体重、代謝、種等) 及び各媒体からの吸収率の違いは無視した。

$$BTF = A / I$$

ここで、A：牛乳・牛肉中当該物質濃度 ($mg/kg\text{-tissue}$)，BTF：当該物質の一日平均摂取量より組織中の平衡定数を導く係数 ($day/kg\text{-tissue}$) である。

曝露された畜産物摂取を通じたヒト健康影響については、曝露量を以下の式により算出し、各種基準値と比較した。

$$B = \sum Q \times A$$

ここで、B：ヒトの一日当該物質摂食量 ($mg/day/person$)，Q：ヒトの畜産物 (牛乳・牛肉) の一日摂食量 ($kg/day/person$) である。

3.5.3.2.2. 曝露ファクター

曝露シナリオに基づいて、曝露ファクターを表 3.5.3-2 のように設定した。各種媒体の摂取量は一般的な報告値を採用した。

敷料摂食量については、鶏の場合飼料の 4 % 量程度に当たる量であることが報告されている⁸⁾が、その他の家畜に関する情報は得られなかった。そこで、仮定①として、乳牛及び肉牛が鶏同様、敷料を飼料の 4 % 量摂食すると設定した。また、鶏は地面の餌をついばむとすると、乳牛及び肉牛と比べて、鶏の方が敷料の摂食比率は高い可能性が考えられる。そこで、仮定②としてその 1/10 にあたる量 (飼料の 0.4 % 量) を摂食する場合を設定した。ただし、畜産農家へのヒアリング調査では、実際には繊維不足やストレス等が原因の敷料摂食行動も見られるということであり、摂食量は個体差が大きく、設定値以上に摂食する可能性もあると考えられた。

Table 3.5.3-2 曝露ファクター

曝露ファクター	単位	乳牛	肉牛	ヒト	出典
大気摂取量	(m ³ /day)	140	140	-	ヒトと家畜の体重比より外挿
水摂取量	(L/day)	100	50	-	(1)
土壌摂取量	(kg/day)	0.25	0.12	-	肉牛:(2), 乳牛:(3)
飼料摂取量	(kg-dry/day)	20	10	-	(4)-(7)
敷料摂取量	① (kg-dry/day)	0.8	0.4	-	鶏の飼料に対する摂食割合に等しいと設定:(8)
	② (kg-dry/day)	0.08	0.04	-	上記の 10 %と設定
牛肉摂取量	(kg/day/person)	-	-	0.021	(9)
牛乳摂取量	(kg/day/person)	-	-	0.114	(9)

3.5.3.2.3.敷料中濃度 (C_L)

今回対象とする敷料に含まれる化学物質（汚染源）は、現在敷料への含有が確認されており、また今後も含有が続くことが予想される

- 1) PCDD/DFs のうち TEF の設定されている 17 異性体 (PCP 処理木材, 燃焼残渣)
- 2) Co-PCBs のうち TEF の設定されている 12 異性体 (PCBs 製品)
- 3) Cr, Cu, As (CCA 処理木材)

とし、対象化学物質で一定のレベルに均一に汚染されていると仮定した。なお、実際の多くの場面では、様々な化学物質による汚染や様々な濃度、形状の廃木材が混在していると考えられる。

敷料中濃度としては、表 3.5.3-1 に示したシナリオの通り、バックグラウンドレベル、平均レベル及び高レベルを設定した。また、PCDD/DFs については、平均レベルの総 TEQ は同値として、汚染源により 2 パターンの異性体分布を設定した。それらの設定値を表 3.5.3-3 に示す。

Table 3.5.3-3 敷料中濃度の設定値

対象物質	シナリオ名称	汚染レベル	設定濃度	設定根拠・出典
PCDD/DFs	BG レベル①	バックグラウンドレベル	0.0060 pg-TEQ/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)での未処理木材中濃度
	BG レベル②			
	平均(PCP)①	平均レベル	10 pg-TEQ/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)での敷料のオーダー別分布で 1~10 pg-TEQ/g が最多だったため ・典型的な異性体分布を採用(PCP:敷料 A, 燃焼:敷料 H2)
	平均(PCP)②			
	平均(燃焼)①	平均レベル	10 pg-TEQ/g	
	平均(燃焼)②			
	高レベル①	高レベル	21,000 pg-TEQ/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)での全試料中最高レベル・異性体分布を採用(廃枕木)
	高レベル②			
Co-PCBs	BG レベル①	バックグラウンドレベル	0.037 pg-TEQ/g	・平衡計算により設定
	BG レベル②			
	平均レベル①	平均レベル	10 pg-TEQ/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)で敷料のほとんどが 10 pg-TEQ/g 以下だったため ・典型的な異性体分布を採用(敷料 A)
	平均レベル②			
	高レベル①	高レベル	240 pg-TEQ/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)での最高レベル・異性体分布を採用(敷料ダスト B1)
	高レベル②			
Cr, Cu, As	BG レベル①	バックグラウンドレベル	Cr: 2.8 ug/g Cu: 2.0 ug/g As: 2.0 ug/g	・Vesterinen ら(10)による非汚染木材中濃度を採用
	BG レベル②			
	平均レベル①	平均レベル	Cr: 9.5 ug/g Cu: 7.0 ug/g As: 4.8 ug/g	・家畜敷料性状調査(3.5.2)での敷料 10 試料の平均値(N.D.の場合は検出下限値の 1/2)を採用
	平均レベル②			
	高レベル①	高レベル	Cr: 1,200 ug/g Cu: 550 ug/g As: 820 ug/g	・自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査(3.2.3.5)での最高レベルを採用(CCA 処理廃木材)
	高レベル②			

これらのほとんどは、自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査（3.2.3.5 参照）や廃木材からの PB 製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査（3.6.2 参照）の結果と比較した上で、家畜敷料性状調査（3.5.2 参照）の実測値を採用した。しかし、Co-PCBs の木材中バックグラウンド

レベルについてはほとんどデータが得られなかったため、次のような仮定を設けて推算した。

- ・ 大気中の気相と木材において Co-PCBs 濃度が平衡状態にある。
- ・ 大気からの沈降については、牧草などの葉植物に関しては影響が大きい、木材の場合、重量当りの表面積が小さいことからこの影響は無視できる。
- ・ 根からの吸収については、根のみに吸収され、材となる部分への影響は無視できる。

木材中の有機物質濃度 C_{wood} (mol/kg-wood) は気相と木材で平衡状態にあるとき、次式により表すことができる。

$$C_{wood} = (C_{air}/1000) \times (K_p/K_{AW})$$

$$K_p = K_{OC} \times y$$

$$\log K_{OC} = 0.81 \times \log K_{OW} + 0.1^{11)}$$

$$K_{AW} = P \times M / S / R / T = H / R / T$$

ここで、 C_{air} : 気相中有機物質濃度 (mol/m³-air), K_p : 水/木材平衡定数 (kg-wood/L-water), K_{AW} : 大気/水分配係数 (L-air/L-water), K_{OC} : 水/有機炭素平衡定数 (kg-organic carbon/L-water), y : 有機炭素含有率=0.4¹²⁾ (g-organic carbon/g-wood), K_{OW} : オクタノール/水分配係数

(L-1-octanol/L-water), P : 蒸気圧 (Pa), M : 分子量 (g/mol), S : 水への溶解度 (g/m³-L), R : 気体定数=8.314 (Pa・m³/mol/K), T : 温度=298 (K), H : ヘンリー定数 (Pa・m³/mol) である。表 3.5.3-4 に、今回使用した各物質の物性値、気相中の濃度設定値及び推算結果を示す。推算値は家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) の実測値の中で最も低かったおが粉 (50 pg-TEQ/kg) と同オーダーとなり、妥当な値と考えられた。

Table 3.5.3-4 敷料中 Co-PCBs バックグラウンドレベルの設定値

	蒸気圧 (25℃) Pa	ヘンリー定数 (15) Pa-m ³ /mol	log Kow (16) -	Cair (17) pg/m ³	Cwood pg/g
33'44'-T4CB (#77)	1.45E-3 (13)	10.4	6.14	1.3	15
344'5'-T4CB (#81)	1.82E-3 (13)	14.5	6.14	0.15	1.2
33'44'5'-P5CB (#126)	2.86E-4 (13)	8.29	6.60	N.D.	0
33'44'55'-H6CB (#169)	4.24E-5 (14)	6.60	7.06	N.D.	0
233'44'-P5CB (#105)	6.77E-4 (13)	10.1	6.39	3.2	59
2344'5'-P5CB (#114)	1.15E-3 (13)	14.5	6.39	0.22	2.8
23'44'5'-P5CB (#118)	1.04E-3 (13)	12.7	6.46	8.8	150
2'344'5'-P5CB (#123)	9.95E-4 (13)	17.6	6.46	0.59	7.1
233'44'5'-H6CB (#156)	1.60E-4 (13)	8.97	6.84	0.38	18
233'44'5'-H6CB (#157)	1.27E-4 (13)	8.56	6.84	0.13	6.6
23'44'55'-H6CB (#167)	2.39E-4 (13)	11.1	6.92	0.17	7.7
233'44'55'-H7CB (#189)	3.30E-5 (13)	6.74	7.30	N.D.	0
Total(TEQ)	-	-	-	0.0018	0.037

E+N は 10 の N 乗を表す

3.5.3.2.4.各媒体（大気、水、土壌、飼料）中バックグラウンド濃度

各媒体中化学物質のバックグラウンドレベルを表 3.5.3-5 に示す。これらは、日本における実測値を優先的に採用し、それが入手困難な場合は、海外の実測値や国内の基準値を用いた。

Table 3.5.3-5 各媒体中バックグラウンドレベルの設定値

対象物質	大気	水	土壌	飼料
PCDD/DFs	0.031 pg-TEQ/m ³ (18)	0.041 pg-TEQ/L (19)	6.4 pg-TEQ/g (23)	0.43 pg-TEQ/g (23)
Co-PCBs	0.0018 pg-TEQ/m ³ (19)	0.0066 pg-TEQ/L (19)	0.0038 pg-TEQ/g (23)	0.092 pg-TEQ/g (23)
Cr	3.6 ng/m ³ (20)	50 ug/L (22)	50 ug/g (24)	1.0 ug/g -
Cu	0.22 ng/m ³ (21)	1,000 ug/L (22)	34 ug/g (24)	5.3 ug/g (25)
As	0.58 ng/m ³ (21)	10 ug/L (22)	11 ug/g (24)	2.0 ug/g (26)

3.5.3.2.5.生物移行係数 (BTF)

有機化学物質の畜産物中の挙動・分布については、定常状態モデルと動態モデルでの記述が試みられており、前者には、飼養試験等により求められる BTF の他に、 K_{ow} との関係式で表される生物濃縮係数 (BAF: bioaccumulation factor) や流量比 (COR: carry over rate) 等があり、後者に

は、3つのコンパートメント（胃腸器官、血液、脂肪蓄積）からなるフガシティーベースのモデルや6つのコンパートメントからなるPB-PKモデル等がある。²⁷⁾動態モデルはデータ不足で過大・過小評価となる可能性が高いため、今回は、牛乳についての飼養試験値^{4, 28, 29)}が得られるBTFを採用した。ただし、PCB-#81については、BTFが研究されていないこと及び媒体中濃度がN.D.であることから対象外とした。食肉のBTFに対してはほとんど情報が得られなかった。そこで、BTFは脂肪量に比例すると仮定し、牛肉と牛乳の脂肪量の比を5.4³⁴⁾として設定した。

重金属については、牛乳及び牛肉についての飼養試験値³⁰⁻³³⁾を設定値とした。

これらのBTFを表3.5.3-6に示す。

Table 3.5.3-6 各種化学物質と畜産物間のBTFの設定値

(day/kg)	乳牛	肉牛
2,3,7,8-TeCDD	1.4E-02 (4)	7.6E-02 -
1,2,3,7,8-PeCDD	1.0E-02 (4)	5.4E-02 -
1,2,3,4,7,8-HxCDD	6.2E-03 (4)	3.3E-02 -
1,2,3,6,7,8-HxCDD	7.4E-03 (4)	4.0E-02 -
1,2,3,7,8,9-HxCDD	5.2E-03 (4)	2.8E-02 -
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1.4E-03 (4)	7.6E-03 -
OCDD	1.6E-04 (4)	8.6E-04 -
2,3,7,8-TeCDF	0.0E+00 (4)	0.0E+00 -
1,2,3,7,8-PeCDF	0.0E+00 (4)	0.0E+00 -
2,3,4,7,8-PeCDF	7.2E-03 (4)	3.9E-02 -
1,2,3,4,7,8-HxCDF	6.0E-03 (4)	3.2E-02 -
1,2,3,6,7,8-HxCDF	6.3E-03 (4)	3.4E-02 -
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.0E+00 (4)	0.0E+00 -
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.7E-03 (4)	2.0E-02 -
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1.4E-03 (4)	7.6E-03 -
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1.7E-03 (4)	9.2E-03 -
OCDF	1.4E-04 (4)	7.6E-04 -
3,3',4,4'-TeCB(#77)	5.1E-04 (28)	2.7E-03 -
3,4,4',5'-TeCB(#81)	- -	- -
3,3',4,4',5'-PeCB(#126)	1.4E-02 (28)	7.7E-02 -
3,3',4,4',5,5'-HxCB(#169)	1.2E-02 (28)	6.7E-02 -
2,3,3',4,4'-PeCB(#105)	3.3E-02 (29)	1.8E-01 -
2,3,4,4',5'-PeCB(#114)	5.1E-02 (29)	2.7E-01 -
2,3',4,4',5'-PeCB(#118)	4.1E-02 (29)	2.2E-01 -
2',3,4,4',5'-PeCB(#123)	9.5E-03 (29)	5.1E-02 -
2,3,3',4,4',5'-HxCB(#156)	5.4E-02 (29)	2.9E-01 -
2,3,3',4,4',5'-HxCB(#157)	2.7E-02 (29)	1.5E-01 -
2,3',4,4',5,5'-HxCB(#167)	6.4E-02 (29)	3.5E-01 -
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB(#189)	3.7E-02 (29)	2.0E-01 -
Cr	3.8E-03 (30)	1.9E-03 (32)
Cu	1.3E-03 (31)	1.3E-03 (33)
As	3.0E-05 (30)	1.3E-03 (32)

3.5.3.3.結果及び考察

3.5.3.3.1.バックグラウンドレベルでのモデル検証

本研究で作成した曝露評価モデルを、バックグラウンドレベルでの推定結果を用いて検証する。ここでは、物質ごとに、家畜への全曝露量に対する各媒体による推定寄与率（図 3.5.3-2）を既存研究の推定値と比較し、また、畜産物中の推定濃度（表 3.5.3-7～3.5.3-9）について既存研究の実測値と比較した。ただし、敷料摂食量に関する仮定①と②において結果に大差がなかったため、ここでは仮定①の結果についてのみ考察する。

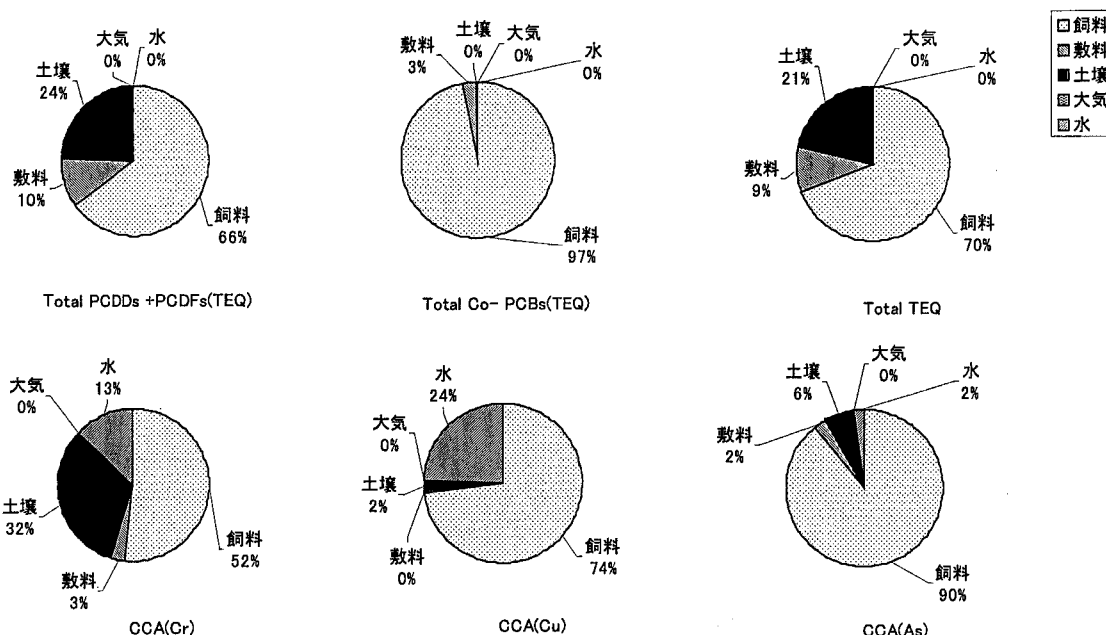


Fig. 3.5.3-2 バックグラウンドレベルでの家畜（乳牛）曝露における各媒体の推定寄与率

《PCDD/DFs》

PCDD/DFs の乳牛（肉牛も同様）への全曝露量に対する各媒体による推定寄与率を図 3.5.3-2 に示す。これによると、飼料による寄与が 66 %となっており、既存研究の範囲内（60～75 %）³⁵⁾ となった。また、敷料による寄与は 10 %となった。

畜産物中 PCDD/DFs の推定濃度と日本の実測値を表 3.5.3-7 に示す。これによると、今回の推定値が実測値²³⁾の範囲内に含まれており、平均実測値と同オーダーであることがわかる。

畜産物中の推定及び実測による PCDD/DFs 異性体分布を図 3.5.3-3 に示す。これによると、概して両者の異性体分布は類似していることがわかる。

以上より、このモデルはバックグラウンドレベルでの推定において、PCDD/DFs の媒体別家畜曝露量、PCDD/DFs 異性体別の家畜移行量を記述し得るものであり、このモデルの使用は、極端な過大・過小評価にはならないと判断した。

Table 3.5.3-7 バックグラウンドレベルにおける畜産物中 PCDD/DFs 推定濃度

pg-TEQ/g	推定値	実測値(23)		
		MIN	MAX	AV
牛乳	0.038	0.00027	0.045	0.019
牛肉	0.10	0.0060	1.5	0.24

《Co-PCBs》

Co-PCBs の乳牛（肉牛も同様）への全曝露量に対する各媒体による推定寄与率を図 3.5.3-2 に示す。これによると、飼料による寄与が 97 %と高い値になっている。

畜産物 Co-PCBs の推定濃度と日本の実測値を表 3.5.3-8 に示す。これによると、今回の推定値が実測値²³⁾の範囲内に含まれており、牛肉は平均実測値と同オーダーであることがわかる。牛乳中推定値は平均実測値より 1 オーダー高いが、これは今回用いた BTF が飼料から牛乳への移行係数

であり、飼料以外による曝露が考慮されていないためと考えられる。

畜産物中の推定及び実測による異性体分布を図 3.5.3-4 に示す。これによると、概して両者の異性体分布は類似していることがわかる。

以上より、このモデルはバックグラウンドレベルでの推定において、Co-PCBs 異性体別の家畜移行量を記述し得るものであり、このモデルの使用は、極端な過大・過小評価にはならないと判断した。

Table 3.5.3-8 バックグラウンドレベルにおける家畜中 Co-PCBs 推定濃度

pg-TEQ/g	推定値	実測値(23)		
		MIN	MAX	AV
牛乳	0.015	0.00032	0.017	0.0051
牛肉	0.040	0.00012	0.40	0.085

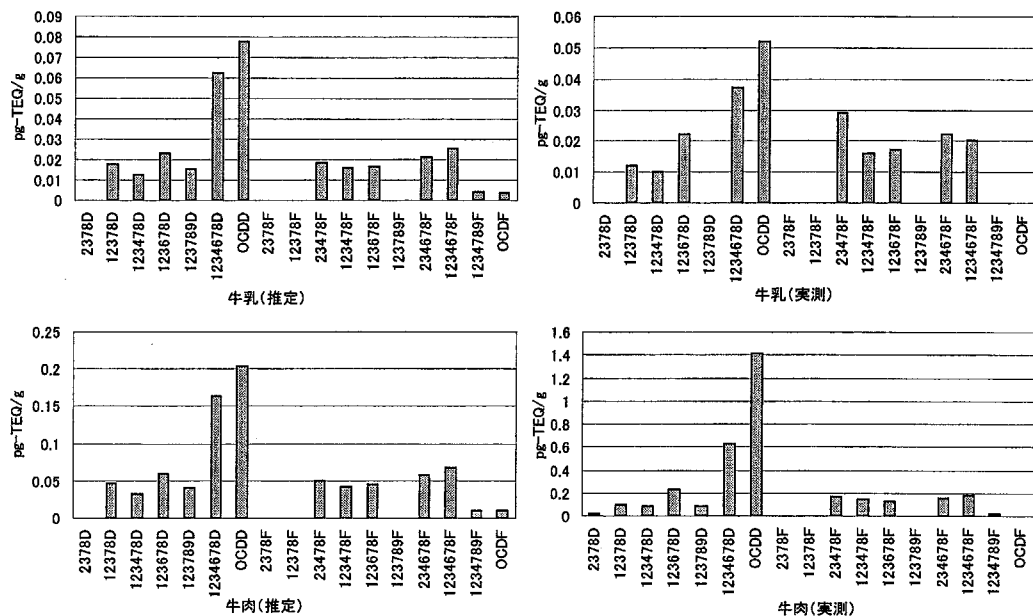


Fig. 3.5.3-3 畜産物中の推定及び実測による PCDD/DFs 異性体分布

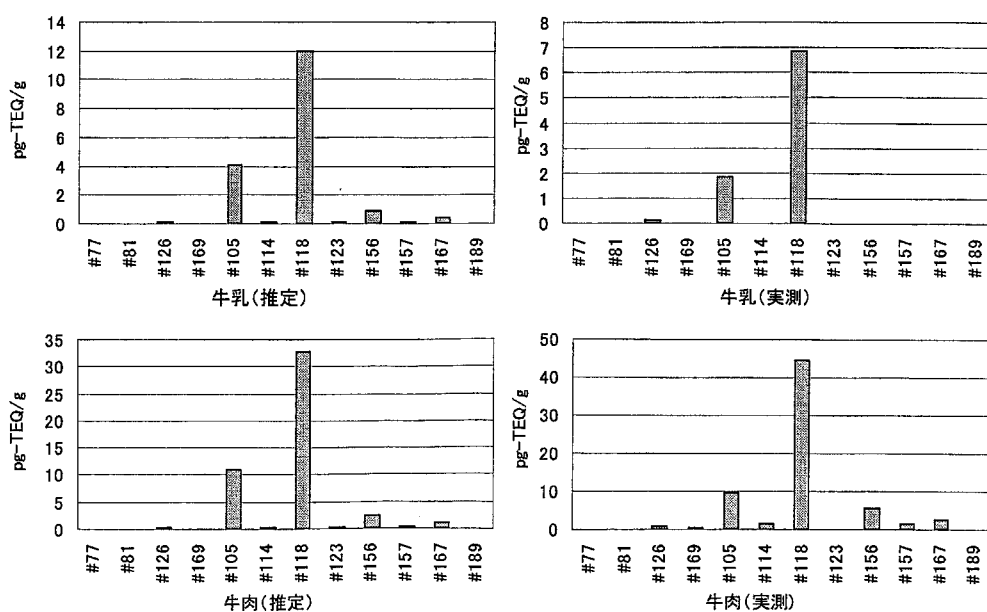


Fig. 3.5.3-4 畜産物中の推定及び実測による Co-PCBs 異性体分布

《CCA》

Cr, Cu, As の乳牛（肉牛も同様）への全曝露量に対する各媒体による推定寄与率を図 3.5.3-2 に示す。これによると、Cr において飼料による寄与が 52 %と低くなっているものの、Cu 及び As においては 74 %及び 91 %と高い値を示している。また、土壌が飼料の次に寄与しているが、これは、既存研究^{36,37)}における推定と同じ傾向を示した。

畜産物中 Cr, Cu, As の推定濃度と実測値を表 3.5.3-9 に示す。これによると、牛乳中の Cr 及び Cu, 牛肉中の As の推定濃度は実測値³⁸⁻⁴¹⁾と比べて少し高めの値になったが、その他は実測値の範囲内に入っていることがわかる。

以上より、このモデルの使用は、バックグラウンドレベルでやや高めに評価されたケースに注意すれば、極端な過大・過小評価にはならないと判断した。

Table 3.5.3-9 バックグラウンドレベルにおける家畜中 CCA 推定濃度

pg-TEQ/g		推定値	実測値		
			MIN	MAX	出典
牛乳	Cr	0.13	0.010	0.13	(38)
	Cu	0.40	0.010	0.14	(39)
	As	0.0010	0.00020	0.050	(40)
牛肉	Cr	0.036	0.010	0.060	(38)
	Cu	0.27	0.74	1.6	(39)
	As	0.029	0.020		(41)

3.5.3.3.2. 廃木材敷料の利用に伴う曝露量評価（畜産物中濃度）

各曝露シナリオによる畜産物中濃度を評価する。ここでは、物質ごとに、畜産物中の推定濃度について既存研究の実測値や基準値と比較した。

《PCDD/DFs》

PCDD/DFs の牛乳及び牛肉中推定濃度を、敷料由来とそれ以外とにわけて図 3.5.3-5 に示す。参照値として、EU における畜産物中 PCDD/DFs の基準値（以降 EU 基準値）3 pg-TEQ/g-fat⁴²⁾を脂肪量³⁴⁾より換算した値（牛乳：0.11 pg-TEQ/g, 牛肉：0.60 pg-TEQ/g）、実測濃度²³⁾の最大値及び最小値を示した。これより、高レベル①及び②において牛乳及び牛肉で EU 基準値を大幅に超過し、平均レベル（燃焼残渣系）①においても牛乳で EU 基準値に近い値となった。また、実測濃度と比較すると、牛乳では平均レベル（PCP 処理木材系）①及び平均レベル（燃焼残渣系）①において最大実測濃度を上回り、家畜の敷料摂食量が飼料の 4 %量を上回る場合、廃木材の敷料利用が畜産物中 PCDD/DFs の濃度上昇に大きく寄与し得ることがわかった。

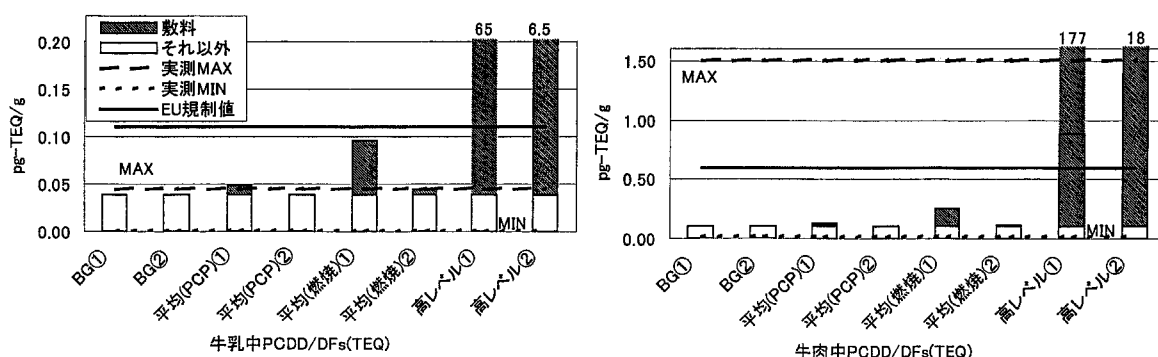


Fig. 3.5.3-5 畜産物中の推定 PCDD/DFs 濃度

汚染源の違いについては、PCP 処理木材系と燃焼残渣系を比較すると、敷料中 TEQ は同値（10 pg-TEQ/g）に設定しており、家畜に対する曝露量（TEQ）は等しいにもかかわらず、燃焼残渣系の方が畜産物中推定濃度は高いことがわかる。これは、異性体の BTf の違いによる。PCP 処理木材系で多くを占める 1,2,3,4,6,7,8-PCDD 及び 1,2,3,4,6,7,8-PCDF の BTf は共に 0.0014 と低い値になっているが、燃焼残渣系で多くを占める 2,3,4,7,8-PCDF 及び 1,2,3,4,7,8-PCDF の BTf はそれに比べて 1 オーダー高く、それぞれ 0.072 及び 0.01 となっている。

次に、今回の推定結果より、EU 基準値を超過しないための敷料中 PCDD/DFs 許容濃度を算出し、表 3.5.3-10 に示す。また、家畜敷料性状調査（3.5.2 参照）の敷料関連 19 試料のうち、算出した推定許容濃度を超過する試料の割合も併記した。なお、敷料以外の媒体中の濃度はバックグラウンドレベルで変わらないものとした。これによると、牛乳に対する許容濃度は牛肉に比べて低く、最小で焼炭残渣系①の 13 pg-TEQ/g であり、この場合、敷料関連試料の 21 %がこれを超過する結果となった。特に、今回の家畜敷料性状調査（3.5.2 参照）で高濃度の PCDD/DFs（60 pg-TEQ/g 以上）を含む敷料は焼炭残渣の影響を示唆する異性体分布であったことから、焼炭残渣に由来する廃木材汚染は比較的汚染レベルが高く、かつ畜産物濃度への影響も大きい可能性が考えられ、PCP 処理廃木材のみならず、このような汚染源についても検討を進めることが肝要だと考えられた。

また、EU 基準値を超過しないための高レベル敷料（20,000 pg-TEQ/g）の許容摂食量を求めると、牛乳では 0.044 g/day、牛肉では 0.23 g/day となる。畜舎には廃電柱や廃枕木のような薬剤処理廃木材を資材等として再使用しているところもある⁴³⁾が、このような微量の摂取を避けることはできないと考えられ、畜産環境での再使用は回避すべきと考えられた。

Table 3.5.3-10 EU 基準値を超過しないための敷料中 PCDD/DFs 推定許容濃度

汚染源		PCP 処理木材系		焼炭残渣系	
敷料摂食量		仮定①	仮定②	仮定①	仮定②
牛乳	許容濃度(pg-TEQ/g)	72	720	13	130
	超過率*	21%	5.3%	32%	16%
牛肉	許容濃度(pg-TEQ/g)	180	1,800	32	320
	超過率*	16%	0%	32%	5.3%

*: 敷料性状調査(3.5.2)の敷料関連 19 試料のうち許容濃度を超過した試料の割合

《Co-PCBs》

Co-PCBs の牛乳及び牛肉中推定濃度を、敷料由来とそれ以外とにわけて図 3.5.3-6 に示す。参照値として、実測濃度²³⁾の最大値及び最小値を示した。これより、平均レベル②における牛肉中推定濃度以外は、全て最大実測濃度を上回り、廃木材の敷料利用が畜産物中 Co-PCBs の濃度上昇に大きく寄与し得ることがわかった。

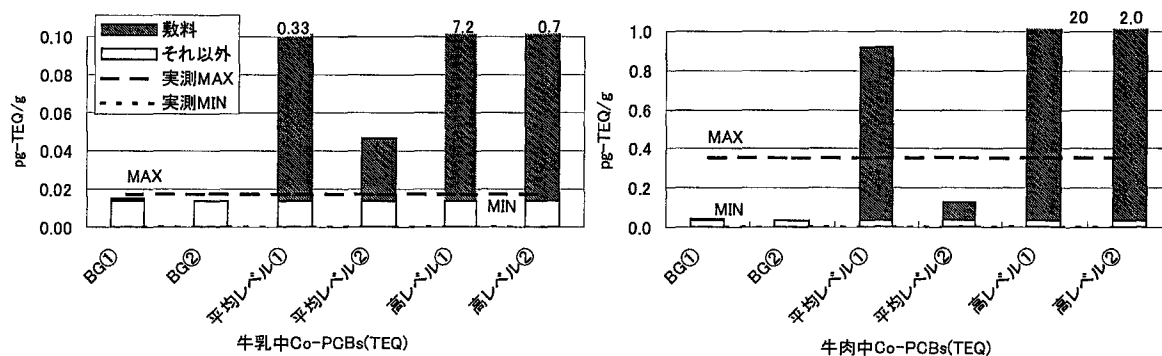


Fig. 3.5.3-6 畜産物中の推定 Co-PCBs 濃度

《PCDD/DFs 及び Co-PCBs》

ここで、敷料中 PCDD/DFs と Co-PCBs による畜産物中濃度への影響を比較する。今回の曝露シナリオでは、敷料中平均レベルとして PCDD/DFs 及び Co-PCBs 濃度を共に 10 pg-TEQ/g と設定した。その結果を、平均レベル①での牛乳中濃度について比べてみると、PCDD/DFs（PCP 処理木材系）では 0.048 pg-TEQ/g、PCDD/DFs（焼炭残渣系）では 0.095 pg-TEQ/g、Co-PCBs では 0.34 pg-TEQ/g となり、1 オーダー程度の幅ができることがわかる。基準値設定等による対策の検討に向けては、汚染物質のレベルのみならず、汚染物質や汚染源に由来する特性の把握が求められる。さらに、実際には、これらの物質により複合的に汚染されていると考えられ、これらへの包括的な対応を検討する必要があると考えられる。

《CCA》

Cr, Cu, As の牛乳及び牛肉中推定濃度を図 3.5.3-7 に示した。また、参照値として、実測濃度³⁸⁻⁴¹⁾の最大値及び最小値を併記した。これによると、平均レベルの敷料ではバックグラウンドレベルとほとんど変わらないことがわかり、平均的な廃木材敷料による影響は小さいと考えられる。しかし、高レベルの敷料を用いた場合には、バックグラウンドレベル及び平均レベルの敷料より 1 オーダー高い値となり、実測値範囲を大幅に超過するケースが見られる。これより、CCA で高レベルに処理された廃木材等の畜産環境での再使用は回避すべきだと考えられた。

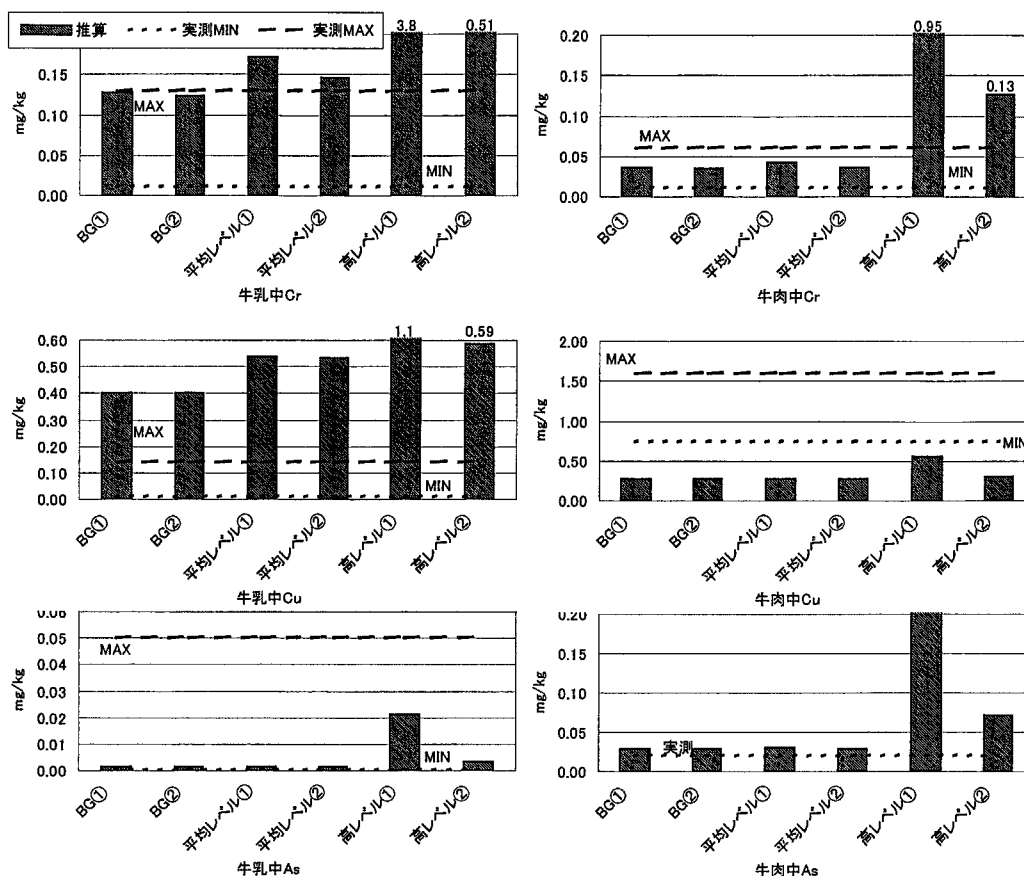


Fig. 3.5.3-7 畜産物中の推定 CCA 濃度

3.5.3.3.3. 廃木材敷料の利用に伴う曝露量評価（ヒトへの曝露量）

各曝露シナリオにおけるヒトへの曝露量を表 3.5.3-11～3.5.3-13 に示す。参照値として平成 13 年度の日本人の一日平均摂食量⁴⁴⁾を併記するが、ここでの肉には今回評価していない鶏肉や卵の摂食等による曝露量が含まれていることに注意を要する。

PCDD/DFs については、平均レベル（燃焼残渣系）①で牛乳・牛肉ともに参照値を超過した。高レベル①及び②ではダイオキシン類の TDI（4 pg-TEQ/kg/day）を 2～3 オーダー上回った。

Co-PCBs については、平均レベル①で牛乳・牛肉ともに参照値を超過した。高レベル①では Co-PCBs のみでダイオキシン類の TDI を超過した。

CCA については、バックグラウンドと廃木材敷料において大差がなく、重金属の畜産物からの曝露が全食品経路に占める割合は低い⁴⁵⁾ことから、現在の廃木材中の平均的なレベルでは、大きな影響を与えないと考えられる。ただし、高レベルの場合は、参照値を上回るものが見られる。

これらの結果より、今回設定した平均的な汚染レベルの廃木材敷料の利用においては、ヒトが畜産物を經由して摂取する一般的な量を上回る化学物質曝露量を導く可能性が示唆されたが、さまざまヒトの健康影響が懸念されるレベルとは言えなかった。今回の曝露解析では、限られた情報やデータの中でシナリオを設定したが、今後、さらに有効なフィールド調査を検討し、また、情報を収集・解析し、より不確実性を減らしてリスク解析を実施し、評価する必要があると考えられる。一方、高レベルに汚染された廃木材敷料については、その影響が大きく、畜産環境への

流入は極力回避すべきと考えられた。

Table 3.5.3-11 畜産物摂取による PCDD/DFs の推定曝露量 (pg-TEQ/kg/day)

敷料汚染レベル	BG		平均(PCP)		平均(燃焼)		高レベル		日本人 一日平均摂取量
敷料摂取量	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	
牛乳	0.087	0.087	0.11	0.089	0.22	0.10	150	15	0.10 (乳・乳製品)
牛肉	0.043	0.043	0.054	0.044	0.11	0.049	74	7.5	0.12 (肉・卵)

Table 3.5.3-12 畜産物摂取による Co-PCBs の推定曝露量 (pg-TEQ/kg/day)

敷料汚染レベル	BG		平均レベル		高レベル		日本人 一日平均摂取量
敷料摂取量	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	
牛乳	0.034	0.032	0.78	0.11	16	1.7	0.030 (乳・乳製品)
牛肉	0.017	0.016	0.39	0.053	8.2	0.83	0.10 (肉・卵)

Table 3.5.3-13 畜産物摂取による CCA の推定曝露量 (mg/kg/day)

敷料汚染レベル		BG		平均レベル		高レベル		日本人 一日平均摂取量
敷料摂取量		仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	仮定①	仮定②	
Cr	牛乳	0.29	0.28	0.39	0.33	8.6	1.2	-
	牛肉	0.015	0.015	0.018	0.015	0.40	0.053	-
Cu	牛乳	0.92	0.91	1.2	1.2	2.5	1.3	1.4 (乳・乳製品)
	牛肉	0.11	0.11	0.11	0.11	0.23	0.12	0.24 (肉・卵)
As	牛乳	0.0030	0.0029	0.0033	0.0030	0.048	0.0075	0.020 (乳・乳製品)
	牛肉	0.012	0.012	0.013	0.012	0.19	0.030	0.020 (肉・卵)

3.5.3.4.まとめ

廃木材の家畜敷料への再使用が進められているが、そこには様々な化学物質が混入する可能性が考えられる。そこで、家畜の敷料中化学物質曝露に伴う畜産物を通じたヒト健康リスクを評価するため、家畜が敷料を直接摂食するとして、PCDD/DFs、Co-PCBs 及び無機化合物 (Cr, Cu, As) の曝露解析を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- 家畜が各種媒体 (大気, 水, 土壌, 飼料及び敷料) の摂取を通じて化学物質に曝露するモデルを、生物移行係数 (BTF: biotransfer factor) 及び一般的な曝露ファクターを用いて構築し、バックグラウンドレベルでの推算によって検証した結果、PCDD/DFs 及び Co-PCBs については、異性体別の家畜移行量を記述し得るものであり、このモデルの使用は、リスクの極端な過大・過小評価にはならないと判断できた。Cr, Cu, As についても、一部の結果を除いてリスク評価に資するものと考えられた。
- 平均的な汚染レベル (現在の情報の範囲内で設定) の廃木材敷料を用いた推定では、畜産物中各種化学物質濃度は、他研究の最高実測値等を超過するケースが見られ、廃木材の敷料利用が濃度上昇に大きく寄与し得ることがわかった。例えば牛乳中 PCDD/DFs は、家畜の敷料摂取量が飼料の 4 % 量以上の場合、推定濃度が最高実測値を上回り、また汚染源 (燃焼残渣系) によっては EU の牛乳中基準値 (3 pg-TEQ/g-fat) に相当する値となった。また、高汚染レベルの廃木材敷料を用いた推定では、畜産物中各種化学物質濃度は、他研究の最高実測値等を大幅に超過した。
- 今回の推定結果を用いて畜産物中 EU 基準値を超過しないための敷料中 PCDD/DFs 許容濃度を算出した結果、最小許容濃度は 13 pg-TEQ/g となり、この場合、家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) の敷料関連 19 試料のうち 21 % が超過することがわかった。また、同様に EU 基準値を超過しないための高レベル敷料 (20,000 pg-TEQ/g) の許容摂取量を求めると、最小許容摂取量は 0.044 g/day となった。このような微量の摂取を避けるのは困難であり、畜産環境への高レベル汚染廃木材の流入や再使用は極力回避すべきと考えられた。
- 敷料中ダイオキシン類の汚染源による畜産物中濃度への影響を比較するために、敷料中平均レベルとして PCDD/DFs 及び Co-PCBs 濃度を共に 10 pg-TEQ/g として推定した結果、牛乳

中濃度は、PCDD/DFs (PCP 処理木材系) では 0.048 pg-TEQ/g, PCDD/DFs (燃焼残渣系) では 0.095 pg-TEQ/g, Co-PCBs (PCBs 製品系) では 0.34 pg-TEQ/g となり、1 オーダー程度の幅ができることがわかった。基準値設定等による対策の検討に向けては、汚染物質のレベルのみならず、汚染物質や汚染源に由来する特性の把握が求められる。さらに、実際には、これらの物質により複合的に汚染されていると考えられ、これらへの包括的な対応を検討する必要があると考えられた。

- ・このような畜産物を摂取する場合のヒト曝露量を推定した結果、平均的な汚染レベルの廃木材敷料の利用においては、ヒトが畜産物を經由して摂取する一般的な量を上回る化学物質曝露量を導く可能性が示唆されたが、すぐさまヒトの健康影響が懸念されるレベルとは言えなかった。今回の曝露解析では、限られた情報やデータの中でシナリオを設定したが、今後、さらに有効なフィールド調査を検討し、また、情報を収集・解析し、より不確実性を減らしてリスク解析を実施し、評価する必要があると考えられた。

第3章 5.3 節の参考文献

- 1) 原子力安全委員会原子力安全基準専門部会: 核燃料使用施設 (照射済燃料及び材料を取り扱う施設) におけるクリアランスレベルについて, 平成 15 年 1 月 28 日 (2003)
- 2) 小山雄生, 宮本進, 須藤まどか, 菊池武昭, 高橋政義, 久馬 忠: スカンジウム(Sc)を指標とする放牧牛の土壤摂食量の推定とその意義, 日本土壤肥科学雑誌, Vol.56, No.4, pp269-273 (1985)
- 3) G. F. Fries, G. S. Marrow, P. A. Snow: Soil ingestion by dairy cattle, Journal of dairy science, Vol.65, No.4, pp.611-618 (1982)
- 4) G. F. Fries, D. J. Paustenbach, D. B. Mather, W. J. Luksemburg: A Congener Specific Evaluation of Transfer of Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans to Milk of Cows following Ingestion of Pentachlorophenol-Treated Wood, Environmental Science and Technology, Vol.33, No.8, pp.1165-1170 (1999)
- 5) 岩手県畜産試験場肉牛部: 肥育牛の木質系飼料 (蒸煮カラマツ) 給与マニュアル (1991)
- 6) C. J. Beauchamp, R. Boulanger, G. Saint-Laurent, J. Matte: Examination of the Contaminants and Performance of Animals Fed and Bedded Using De-Inking Paper Sludge, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Vol.42, No.4, pp.523-528 (2002)
- 7) 佐澤弘士, 田中享一: 新版家畜衛生ハンドブック, 養賢堂 (1998)
- 8) Clean Washington Center: Quality Specification for Animal Bedding, Material: Wood Waste, http://www.cwc.org/wd_bp/wd_bp_pdf/4-06-02.pdf, (1997)
- 9) 食生活情報サービスセンター編: 食生活データブック 2002, 農林統計協会 (2002)
- 10) R. Vesterinen: Gasification of Waste Preserved Wood Impregnated with Toxic Inorganic and/or Organic Chemicals. Gasification Tests with Impregnated Waste Wood at the 5 MW Jalasjarvi Gasification Plant, Technical Research Centre of Finland Espoo 1995, VTT Publications 244 (1995)
- 11) D. Mackey, R. S. Boethling: Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health Sciences, Lewis Publishers (2000)
- 12) 社団法人岡山県畜産会: 畜産技術改善事例集おかやま発! 牛飼いこんなじゃ, 社団法人岡山県畜産会 <http://okayama.lin.go.jp/hukyu/jirei2001/P58-60.pdf> (2003)
- 13) W. T. Foreman, T. F. Bidleman: Vapor pressure estimates of individual polychlorinated biphenyls and commercial fluids using gas chromatographic retention data, Journal of Chromatography A. Vol.330, pp.203-216 (1985)
- 14) D. W. Hawker: Vapor pressures and Henry's law constants of Polychlorinated Biphenyls, Environmental Science and Technology, Vol.23(10), pp.1250-1253 (1989)
- 15) F. M. Dunnivant, A. W. Elzerman: Quantitative Structure-Property Relationships for Aqueous Solubilities and Henry's Law Constants of Polychlorinated Biphenyls, Environmental Science and Technology, Vol.26(8), pp.1567-1573 (1992)
- 16) B. G. Hansen, Paya-Perez, B. Ana, M. Rahman, B. R. Larsen: QSARs for KOW and KOC of PCB congeners: a critical examination of data, assumptions and statistical approaches, Chemosphere, Vol.39(13), pp.2209-2228 (1999)
- 17) 早川健一: ポリ塩化ビフェニルの大気環境における挙動とその発生源に関する研究, 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻博士論文 (2001)
- 18) P. E. T. Douben, R. E. Alcock, K. C. Jones: Congener specific transfer of PCDD/Fs from air to cow's

- milk: an evaluation of current modeling approaches, *Environmental Pollution*, Vol.95, No.3, pp.333-344 (1997)
- 19) 環境省: 平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査地点別調査結果一覧 (1998)
 - 20) 京都府保険環境研究センター年報 (1994)
 - 21) 深澤達矢, 石田憲生, 橘治国, 村尾直人, 太田幸雄, 清水達雄, 鈴木英之, 永淵修, 深沼康実: 北海道のバックグラウンド地域における大気及び大気降下物中の微量金属成分とその排出源, 第 10 回環境化学討論会講演要旨集, pp.92-93 (2001)
 - 22) 宗宮功, 津野洋: 環境水質学, コロナ社 (1999)
 - 23) 農林水産省生産局: 平成 13 年度農作物及び畜産物等に係るダイオキシン類実態調査結果について (2002)
 - 24) K. Iimura: Background contents of heavy metals in Japanese soils: in “Heavy metal pollution in soils of Japan”, Ed. Kitagishi, K. and I. Yamane. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, pp.19-26 (1981)
 - 25) S. O. Fakayado, I. B. Olu-Owolabi: Trace Metal Content and Estimated Daily Human Intake from Chicken Eggs in Ibadan, Nigeria, *Archives of Environmental Health*, Vol.58, No.4, pp.245-251 (2003)
 - 26) 飼料安全法 http://www.ffa.go.jp/sub8/sub1_kisoku.htm
 - 27) A. J. Sweetman, G. O. Thomas, K. C. Jones: Modeling the fate and behavior of lipophilic organic contaminants in lactating dairy cows, *Environmental Pollution*, Vol.104, pp.261-270 (1999)
 - 28) W. Slob, M. Olling, H. J. G. M. Derks, A. P. J. M. de Jong: Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows: laboratory and field measurements, *Chemosphere*, Vol.31, No.8, pp.3827-3838 (1995)
 - 29) G. O. Thomas, A. J. Sweetman, K. C. Jones: Input-Output Balance of Polychlorinated Biphenyls in a Long-Term Study of Lactating Dairy Cows, *Environmental Science and Technology*, Vol.33, No.1, pp.104-112 (1999)
 - 30) J. B. Stevens: Disposition of Toxic Metals in the Agricultural Food Chain. 1. Steady-State Bovine Milk Biotransfer Factors, *Environmental Science and Technology*, Vol.25, No.7, pp.1289-1294 (1991)
 - 31) E. Coni, A. Bocca, D. Ianni, S. Caroli: Preliminary evaluation of the factors influencing the trace element content of milk and dairy products, *Food Chemistry*, Vol.52, No.2, pp.123-130 (1995)
 - 32) J. B. Stevens: Disposition of Toxic Metals in the Agricultural Food Chain. 2. Steady-State Bovine Tissue Biotransfer Factors, *Environmental Science and Technology*, Vol.26, No.10, pp.1915-1921 (1992)
 - 33) E. Coni, A. Bocca, D. Ianni, S. Caroli: Preliminary evaluation of the factors influencing the trace element content of milk and dairy products, *Food Chemistry*, Vol.52, No.2, pp.123-130 (1995)
 - 34) U.S.EPA: Draft Report for HHRAP (Human Health Risk Assessment Protocol) (1998)
 - 35) M. Lorber, J. Ferrario, G. Fries, D. Winters: Evidence of Feed Contamination due to Sample Handling and Preparation during a Mass Balance Study of Dioxins in Lactating Cows in Background Conditions, *Organohalogen Compounds*, Vol.57, pp.125-128 (2002)
 - 36) A. A. Farmer, A. M. Farmer: Concentrations of cadmium, lead and zinc in livestock feed and organs around a metal production centre in eastern Kazakhstan, *Science of the Total Environment*, Vol.257, No.1, pp.53-60 (2000)
 - 37) Z. P. Liu: Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters, *Science of the Total Environment*, Vol.309, No.1/3, pp.117-126 (2003)
 - 38) WHO: Environmental Health Criteria 61 Chromium (1988)
 - 39) WHO: Environmental Health Criteria 200 Copper (1998)
 - 40) O. Simsek, R. Gultekin, O. Oksuz, S. Kurultay: The effect of environmental pollution on the heavy metal content of raw milk, *Die Nahrung*, Vol.44, Issue5, pp.360-363 (2000)
 - 41) 犬山義晴, 後藤宗彦, 竹下忠昭, 五明田孝: 日常食品中の汚染物摂取量調査 (平成 7 年度) 島根衛公研所報第 36 号, pp.70-74 (1995)
 - 42) European Commission Press Releases. 2002. IP/02/959 (2002)
 - 43) <http://group.lin.go.jp/data/zookan/kototen/nikuusi/n324.htm>
 - 44) 豊田正武, 飯田孝雄, 佐々木久美子: 平成 12 年度ダイオキシン類の食品経路総摂取量調査研究報告書 (生活安全総合研究事業) (2001)
 - 45) 松田りえ子, 米谷民雄, 穂山浩, 堀伸二郎: 平成 13 年度食品中の有害物質等の評価に関する研究総括・分担研究報告書 (生活安全総合研究事業) (2002)

3.5.4. 廃木材循環過程におけるバイオアッセイ手法適用

3.5.4.1.はじめに

廃木材から製造した家畜敷料には、PCDD/DFs や Co-PCBs が含まれていることが確認された (3.5.2 参照)。このような木質資源へのダイオキシン類の混入に対して、化学的に安定で残留性の高い多ハロゲン化芳香族炭化水素 (PHAHs: polyhalogenated aromatic hydrocarbons) を検出するための一連の前処理と組み合わせた CALUX バイオアッセイの開発について報告した (3.3.4 参照)。

本調査の目的は、その手法を実試料に適用し、その有効性や課題を把握することである。そこで、家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) で採取し、化学分析を行った家畜敷料を試料として、3.3.4 に於いて最適化した前処理法及び CALUX バイオアッセイ法をそれらの試料に適用した。

3.5.4.2.試料及び方法

廃木材試料としては、家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) で入手した廃木材から製造した敷料試料を用いた。

CALUX バイオアッセイに供するための試料の前処理法及びアッセイ手法は 3.3.4 に従った。つまり、木材試料は、ソックスレー抽出 (トルエン, 16 hrs) 後、DMSO/n-ヘキサン抽出を行い、抽出物は、70 °C で 60 分間 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理を 1 回行った。検液は濃縮し、少量の DMSO に転溶し、CALUX バイオアッセイに用いた。

3.5.4.3.結果及び考察

敷料試料について、1 回の硫酸シリカゲル加熱還流処理後に得られた画分に関するアッセイ値 (CALUX-TEQs)、化学分析値 (WHO-TEQs) 及び CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比を表 3.5.4 及び図 3.5.4 にまとめている。

アッセイ値は、N.D.~14 pg CALUX-TEQ/g、化学分析値は 0.19~240 pg-TEQ/g の範囲に値しており、CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比は 0.058~22 となった。これらの試料に対する CALUX バイオアッセイの LOQ は、10 g の試料を用いて約 1 pg-TEQ/g となるが、これは廃木材試料の TEQ レベルをモニタリングするのに十分なレベルと考えられる。さらに、100 g の廃木材試料を用いると、LOQ は 0.1 pg-TEQ/g のレベルにまで下げられる。

試料中 PCBs 濃度が 350,000 pg/g 以下の場合、CALUX/WHO-TEQ 比は 1.8~20 の間となった。一方、試料中 PCBs 濃度が 350,000 pg/g 以上の場合、アッセイ値は化学分析値に比べて過小評価となり、CALUX/WHO-TEQ 比は 0.058~0.94 となった。これは、CALUX 結果が PCB 濃度により影響を受けていることを示している。

Table 3.5.4 CALUX-TEQ values after a single silica gel – 44% sulfuric acid reflux treatment, WHO-TEQ values and their ratio

	CALUX-TEQ (pg/g)	WHO-TEQ (pg/g)			CALUX-TEQ /Total WHO-TEQ
		PCDD/DFs	Co-PCBs	Total	
Fuel Chip A	2.2	0.39	0.36	0.76	2.9
Litter A	3.3	0.32	0.42	0.74	4.4
Litter B	5.2	0.0052	5.6	5.6	0.94
Litter Dust B	14	0.73	240	240	0.058
Fuel Chip C	6.5	0.015	3.6	3.6	1.8
Litter C	2.1	0.010	8.6	8.6	0.24
Litter D	11	0.86	0.22	1.1	10
Litter E	6.0	0.032	0.24	0.27	22
Litter F	2.2	0.031	0.20	0.23	9.7
Litter G	1.2	0.0066	0.19	0.19	6.1
Plywood Litter G	N.D.	0	0.26	0.26	-
Sawdust Litter	N.D.	0	0.19	0.19	-

All samples were analyzed 3 times in independent experiments with the CALUX bioassay; the CV of all these tests had a mean value of 4.5 % (2.3 %-8.5 %).

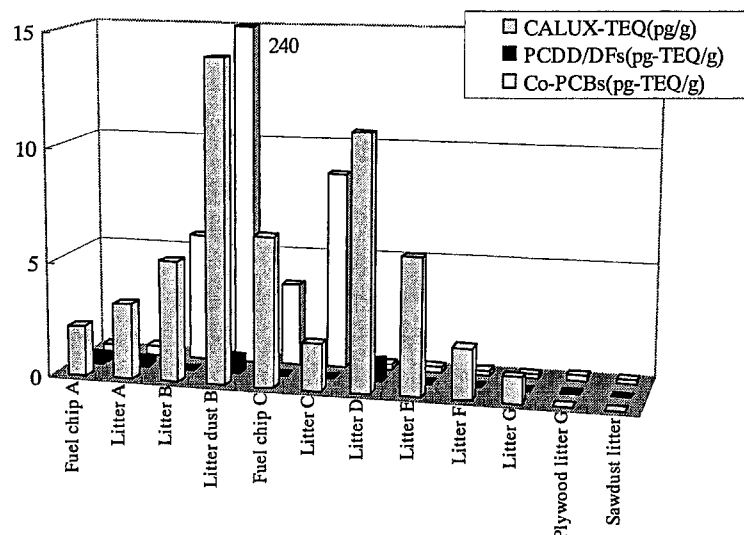


Fig. 3.5.4 Profiles of CALUX-TEQ (after a single silica gel – 44 % sulphuric acid reflux treatment) and WHO-TEQ values obtained for litter samples

過小評価された試料（敷料 B1, 敷料ダスト B1 及び敷料 C）では、Co-PCBs の WHO-TEQ 値が総 WHO-TEQ 値に対して支配的（約 100 %）であった。これは、この過小評価の理由の一つとして、これらの異性体に対する WHO-TEFs より CALUX バイオアッセイで測定した相対能（REPs : relative potencies）が低いことに由来しているためと考えられる。いくつかの研究において、CALUX や他の *in vitro* アッセイで、いくつかの PCB 異性体に対する REP 値が低いことが報告されている。^{1, 2)}

敷料 B, 敷料ダスト B 及び敷料 C において、総 PCBs の化学分析値はそれぞれ 350,000 pg/g, 16,000,000 pg/g, 及び 800,000 pg/g であった。これは、過小評価のもう一つの理由が、Co-PCBs と共存していた PCBs に相当量含まれていた non-planar PCBs によるアンタゴニスティック（拮抗的）な影響であることを示唆している。同族体分布では、敷料 B1, 敷料ダスト B1 及び敷料 C（図 3.5.2-3）において PeCBs 及び HxCBs が支配的であったが、この汚染は日本の商業 PCBs 混合物、つまり Kanechlor-500 (KC500) 及び Kanechlor-600 (KC600) である可能性が考えられる。これらの PCBs は、それぞれ主に PeCBs 及び HxCBs からなっている。³⁾KC500 及び KC600 を用いた CALUX バイオアッセイにおいてはアンタゴニスティック作用が見られた。つまり、化学分析値はそれぞれ 16,000,000 pg-TEQ/g 及び 7,700,000 pg-TEQ/g, アッセイ値は 2,300,000 pg CALUX-TEQ/g 及び 810,000 pg CALUX-TEQ/g となり、CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比は 0.14 及び 0.11 となった。⁴⁾このアンタゴニスティック作用は、nonplanar 2-4 *ortho* PCB 異性体によるものと考えられる。PHAHs といくつかの nonplanar di-*ortho* PCB 異性体間のいくつかの毒性パラメーターに関するアンタゴニスティック作用は、特定の商業用 PCB 混合物と同様、過去に報告がある。Simone ら⁵⁾は、DR-CALUX バイオアッセイを用いて、商業用 PCB 混合物 Aroclor 1260 (KC600 に相当する) の planar 0-1 *ortho* 及び nonplanar 2-4 *ortho* 画分のルシフェラーゼ活性の AhR-媒介誘導について研究しており、2-4-*ortho* 置換 PCBs 及び planar 異性体間のアンタゴニスティック作用を確認している。特定の PCBs によるアンタゴニズムに関する理論的なメカニズムを評価するために、Suh ら⁶⁾はいくつかの di-*ortho*-置換 PCB 異性体 (PCB-#47, PCB-#52, PCB-#128, PCB-#153) が AhR アゴニストと共存した際のアンタゴニスティック活性を 3 種類のバイオアッセイを用いて研究している。彼らは、対象とした di-*ortho*-置換 PCB がチトクローム P450 1A1 の誘導、AhR アゴニストによる IgM 発現の阻害、及び CH12.LX ネズミ B 細胞列におけるアンタゴニスト及びアゴニスト誘導 AhR-DNA 結合活性に対して拮抗することを報告している。それに加えて、彼らは、PCB-#52 が DRE への TCDD-誘導 AhR-DNA-結合を阻害することを報告している。そして、アンタゴニスティック作用のメカニズムを示唆している。

nonplanar PCBs を除去するために、活性炭カラムクロマトグラフやゲル透過クロマトグラフィーカラムなどのような更なる前処理方法が求められる。しかし、当然のことながら、ステップを追加すると、前処理方法はより煩雑になる。

敷料試料 D-F については、アッセイ値が高く予測され、CALUX-TEQ/WHO-TEQ 比が 10 以上となったが、これは、汚染された廃木材の複雑な混合物に含まれる未知のダイオキシン様化合物の存在を示唆している。これらには、17 種 PCDD/DFs 以外の PCDD/DF, 12 種 Co-PCBs 以外の PCBs, 及び混合された PXDD/DFs, PXBs, PXNs, PXDEs (X = Br, Cl, F) が含まれている可能性が考えられる。²⁾

さらに、複雑な混合物を考えると、PHAHs 同様、有機及び無機の毒性汚染物質が廃木材に共存していると考えられる。家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) では、ダイオキシン様化合物に加えて、CCA を初めとする無機化合物の存在が確認される。そのような混合物の相互作用は明確にされておらず、また、これまでこれらの金属について検討していなかった。しかし、Mumtaz ら⁷⁾は、一回の転写経路で遺伝子発現を変えるかもしれないことを確認し、この発見がこれらの金属の毒性や発がん性といった生物学的メカニズムへの将来研究の方向性を示唆することを報告している。これはまた、有機及び無機汚染物質の両方を含む複雑な混合物の毒性学的メカニズムについての研究の方向性を示唆するものでもある。

開発した硫酸シリカゲル加熱還流法による前処理方法と併せた CALUX バイオアッセイの実施は、得られたアッセイ値 (CALUX-TEQs) と化学分析値 (WHO-TEQs) との良好な一致から、有効なスクリーニング手段となることが分かった。しかし、PCB には CALUX バイオアッセイに関して過小評価を導く可能性のあるものがあり、PCB が豊富な試料においてアッセイ値

(CALUX-TEQs) と化学分析値 (WHO-TEQs) がより良い一致をみるためには、さらなる研究が必要である。PCP モニタリングのための対象 (基準値) 設定及び多様な種類の木材試料へのさらなる CALUX バイオアッセイ適用研究も今後の課題である。しかし、木質リサイクル過程におけるダイオキシン様 POPs の迅速で費用効率的なスクリーニング/モニタリング手法として、実効性のある CALUX バイオアッセイの利用が確認できた。

3.5.4.4.まとめ

家畜敷料性状調査 (3.5.2 参照) で入手した廃木材から製造した敷料試料に対して、3.3.4 において有効性を確認した前処理法 (ソックスレー抽出後、DMSO / n-ヘキサン抽出を行い、抽出物は、70°C で 60 分間 44 %硫酸シリカゲル加熱還流処理) を適用し、CALUX バイオアッセイを行った。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ 開発した前処理方法と併せた CALUX バイオアッセイの実施により得られたアッセイ値 (CALUX-TEQs) は、化学分析値 (WHO-TEQs) との比 (CALUX-TEQ/WHO-TEQ) が 0.058 ~22 と良好に一致し、有効なスクリーニング手段となることが分かった。
- ・ 一方、PCBs 濃度の高い試料で過小評価になる傾向がみられた。これは、いくつかの PCB 異性体に対する REP 値が低いいためか、non-planar PCBs によるアンタゴニスティックな (拮抗的) 影響のためと考えられるが、さらなる研究が必要である。

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇原著論文

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Michifumi Yamazaki, Tomonori Azuma, Hidetaka Takigami, Shin-ichi Sakai: Waste Wood Recycling as Animal Bedding and Development of Bio-Monitoring Tool Using the CALUX Assay, Environment International, Vol.30, No.5, pp.639-649 (2004)

◇学会発表 (査読付き)

Misuzu Asari, Hiroshi Takatsuki, Hidetaka Takigami, Shin-ichi Sakai: Development of Bio-Monitoring tool in Waste Wood Recycling Using the CALUX Assay, Organohalogen Compounds, Vol.60, pp.223-226 (2003)

第 3 章 5.4 節の参考文献

- 1) H. Besselink, A. Jonas, M. Pijnappels, A. Swinkels, K. Fjellanger, B. Brouwer: Comparison of DR-CALUX and HRGCMS- Derived TEQs: Introduction of Conversion Factors, Organohalogen Compounds, Vol.60, pp.203-206 (2003)
- 2) P. A. Behnisch, K. Hosoe, S. Sakai: Bioanalytical screening methods for dioxins and dioxin-like compounds – a review of bioassay/biomarker technology, Environment International, Vol.27,

- pp.413-439 (2001)
- 3) T. Takasuga, T. Inoue, E. Ohi: All Congener Specific Analytical Method for Polychlorinated Biphenyls (PCBs) with Various Chromatographic Clean-up and HRGC/HRMS, *Journal of Environmental Chemistry*, Vol.5, pp.647-675 (1995)
 - 4) Japan Environment Cooperation. Report of research project on chemical properties of stockpile PCB wastes, Tokyo, Japan (in Japanese) (2003)
 - 5) A. P. Simone, H. Sundberg, H. Berg, G. Scheu, P. Wester, S. Jensen, A. Bergman, J. Boer, J. H. Koeman, A. Brouwer: Contribution of Planar (0-1 Ortho) and Nonplanar (2-4 Ortho) Fractions of Aroclor 1260 to the Induction of Altered Hepatic Foci in Female Sprague-Dawley Rats, *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol.169, pp.255-268 (2000)
 - 6) J. Suh, J. S. Kang, K. H. Yang, N. E. Kaminski: Antagonism of aryl hydrocarbon receptor-dependent induction of CYP1A1 and inhibition of IgM expression by di-ortho-substituted polychlorinated biphenyls, *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol.187, pp.11-21 (2003)
 - 7) M. M. Mumtaz, D. B. Tully, H. E. El-Masri, C. T. D. Rosa: Gene Induction Studies and Toxicity of Chemical Mixtures, *Environmental Health Perspectives*, Vol.110, pp.947-956 (2002)

3.6.廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造

3.6.1.はじめに

本節では、廃木材循環過程として、『廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造』を対象に、図 3.6.1 に示す通り、一連の調査・研究を展開した。

3.6.2 においては、廃木材チップを原料とした PB を製造しているプラントにおいて、その製造プロセスからの排出物や製品に含まれる対象物質の含有量や挙動について調査を行った。そして、3.6.3 において、PB 製造プロセスにおけるリスク解析及びライフサイクルインベントリ分析を行った。

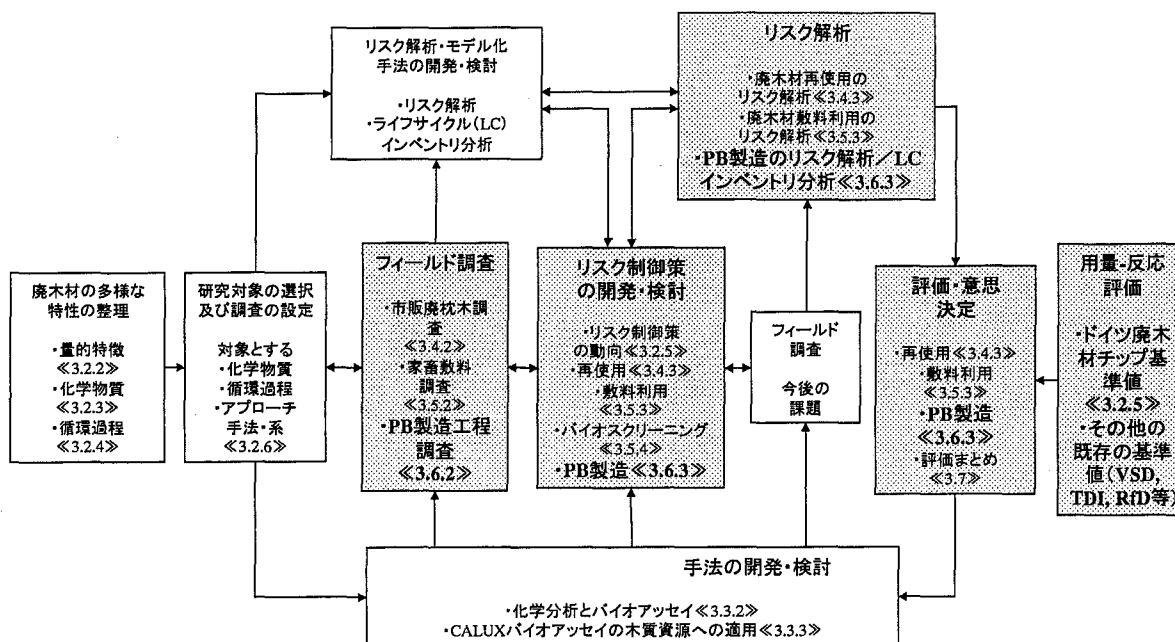


Fig. 3.6.1 木質資源を対象とした循環過程のリスク研究における本節の位置づけ<3 章 6 節>

3.6.2.廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査

3.6.2.1.はじめに

廃木材チップの用途の一つとして PB 等集成材の原料としての利用が行われている。PB 製品は、一般的に表面コーティングされ、専門家によって加工されるため、一般消費者が直接廃木材に接触する場面は少ないが、PB 製造プロセスには、加熱・加圧を含め、様々なプロセスが含まれる。しかし、そのような製造プロセスにおける化学物質等の挙動については明らかにされていない（3.2.4.4 参照）。

本調査の目的は、リサイクルプロセスにおいて様々な加工を受けるルートとして、廃木材チップからの PB 製造に焦点を当て、その製造プロセスの実態や再生品の性状を把握することである。そこで、ある PB 製造プラントにおいて、製造プロセスからの排出物や原料・製品を採取し、そこに含有される PCP 及び PCDD/DFs, PAHs, クロルデン類、多様な無機有毒化合物（Cr, Cu, As, B, Cd 及び Pb）の含有量を分析し、その性状や挙動について検討した。

3.6.2.2.試料及び方法

3.6.2.2.1.製造プロセスの概要及びサンプリングポイント

主に廃木材（大半が建築廃材）チップを用いた PB 製造プロセスの概要及び各サンプリングポイントを図 3.6.2-1 に示した。廃木材チップは、異物除去ラインを経て、チップ化ラインにおいて切削後、篩い分けにより表層用チップと内層用チップに分けられ、乾燥ラインにおいて別々に乾燥させられる。形成ラインに投入されたチップには、まず接着剤等が添加され、表層と内層を重

ねてボード状に成形され、熱圧が加えられる。そうしてできたボードは、一定期間養生された後、サンダーラインにおいて研磨され、完成品（実際に出荷される製品には更に表面加工が施される）となる。

調査は第1回（2000年11月）及び第2回（2001年9月～2002年4月）に行い、第2回調査では数ポイントについて原料から製品に至る一連のプロセスに沿って2回採取を行った。図表中ではこれらを区別するために[1], [2]（[2-1]及び[2-2]）の番号を明示している。

廃木材原料チップは、複数の保管ヤードのうち5ヶ所から約5kgずつ採取し、5試料とした。製造プロセスのチップやダストについては、製造ライン上から一度に約2kg採取した。製品は表面にコーティング等を施して出荷されることが多いが、今回はその前の製品（semi-finished product）を10点混合したものを試料とした。周辺大気は24時間（約1,100 m³）、排ガスは2時間程度（約2 m³）採取を行った。

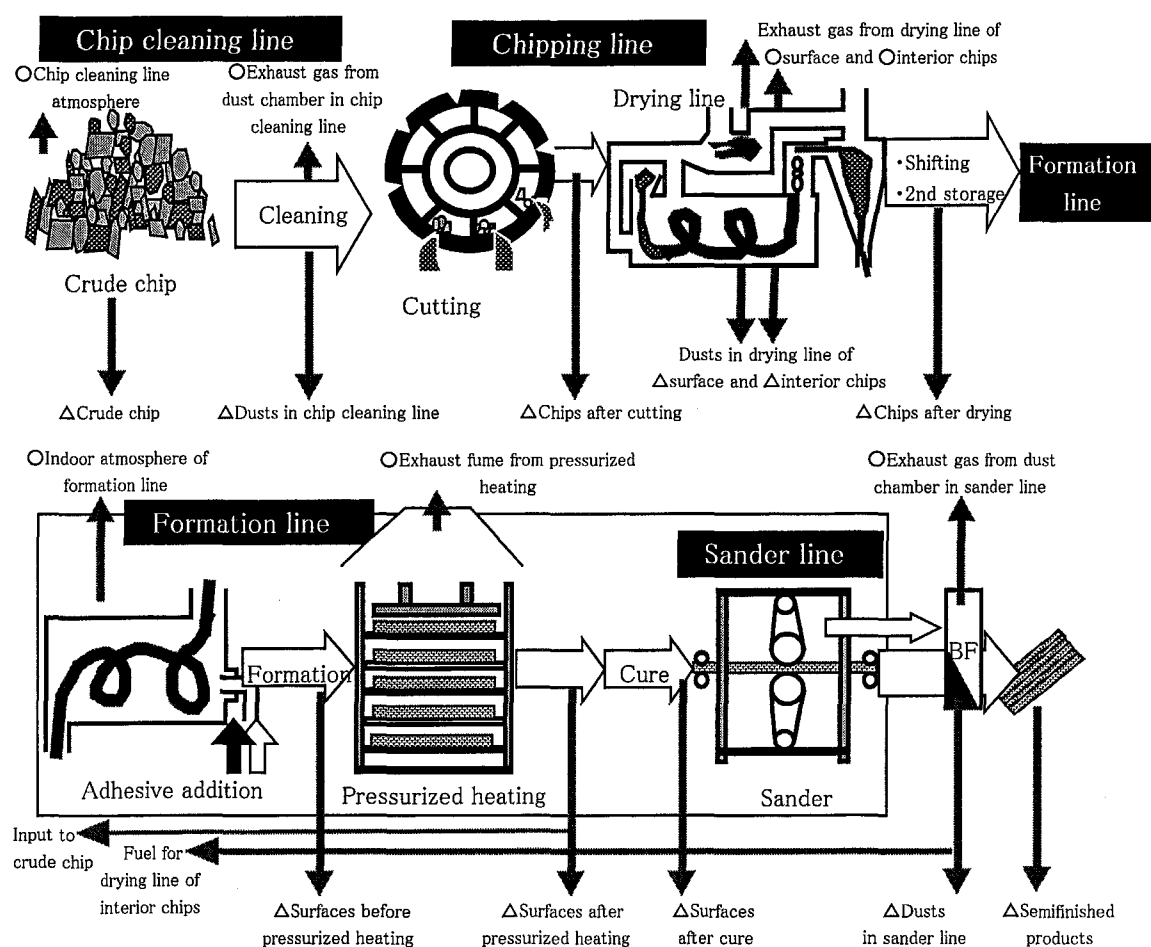


Fig. 3.6.2-1 Schematic flow of particle board (PB) manufacturing and sampling points
(○: Gaseous samples / △: Solid samples)

3.6.2.2.2.化学分析方法

《PCP, ダイオキシン類, PAHs》

チップ、ダスト及び汚泥試料中 PCP, PCDD/DFs 及び PAHs の分析については、厚生労働省告示第192号に準じた。排水試料中 PCDD/DFs の分析は JIS K0312 に従い、PCP 及び PAHs もこれに準じた。周辺及び建物内大気、熱圧後蒸気中 PCDD/DFs の分析は『ダイオキシン類に係る大気環境調査マニュアル』¹⁾に従い、PCP 及び PAHs もこれに準じた。また、排ガス中 PCDD/DFs の分析は JIS K0311 に従い、PCP 及び PAHs もこれに準じた。つまり、汚泥には初めにエクストラクションスパイクとして内標準物質 (¹³C₁₂-1278-TCDF, ¹³C₁₂-#52-TCB) を添加し、2N-HCl 処理 (> 20 mmol-H⁺/g) 後ろ過し、残渣についてはソックスレー抽出（トルエン、16 hrs）、ろ液については振

とう抽出（ジクロロメタン，3回）し，あわせて粗抽出液を得た。他の固形試料は，エクストラクションスパイク添加後，ソックスレー抽出（トルエン，16 hrs）により粗抽出液を得た。排ガスは，等速吸引後の XAD-2 樹脂にサンプリングスパイクとして内標準物質を添加し，円筒ろ紙処理後の残渣等とあわせてソックスレー抽出（トルエン，16 hrs）を行った。円筒ろ紙処理後のろ液や吸引ブルー等の洗液，ドレイン，ジエチレングリコールのろ液は振とう抽出し，ソックスレー抽出液とあわせた。大気は，捕集に用いたポリウレタンフォームにサンプリングスパイクを添加し，ソックスレー抽出（アセトン，16 hrs）後トルエン抽出（2回）を行った。また，ソックスレー抽出（トルエン，16 hrs）によりろ紙付着物を抽出し，あわせて粗抽出液とした。排水試料はエクストラクションスパイクを添加後ろ過し，残渣はソックスレー抽出（トルエン，16 hrs），ろ液は振とう抽出（ジクロロメタン，3回）し，あわせて粗抽出液を得た。脱水・濃縮後，これら粗抽出液に内標準物質（ $^{13}\text{C}_6\text{-PCP}$ ， $^{13}\text{C}_{12}\text{-2378-TCDD} \sim \text{OCDD}$ ， $^{13}\text{C}_{12}\text{-2378-TCDF} \sim \text{OCDF}$ ， $^{13}\text{C}_6\text{-PAHs}$ ）を添加し，PCP 及び PAHs についてはそのまま濃縮し，PCDD/DFs については多層シリカゲルカラムクロマトグラフィー（silica / 10 % $\text{AgNO}_3\text{-silica}$ / silica / 22 % $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-silica}$ / 44 % $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-silica}$ / silica / 2 % KOH-silica / silica）及びアルミナカラムクロマトグラフィーによりクリーンアップ後，濃縮し，検液とした。検液中各化学物質は，HRGC/HRMS を用いて SIM（Selected Ion Monitoring）法により同定及び定量を行った。

《有機系殺虫剤》

固形及び液体試料中クロルデンの分析については、『外因性内分泌攪乱物質暫定マニュアル』²⁾に従った。周辺大気については，ロウボリウムエアサンプラーによりろ紙及びポリウレタンフォーム捕集を行った。また，排ガスについては JIS K0311 に準じた。つまり，PCP，PCDD/DFs 及び PAHs と同様の手順で得た粗抽出液を濃縮後，検液中へプタクロル，*trans*-クロルデン，*cis*-クロルデン，*trans*-ノナクロル，*cis*-ノナクロルは GC/MS を用いて SIM 法により同定及び定量を行った。

《ばいじん》

排ガス中ばいじん濃度の分析は JIS Z8808 に従った。

《無機化合物》

固形試料については，Cr 及び Cu は酸分解及びアルカリ溶解，As は酸分解，B はアルカリ溶解を行った。つまり，Cr 及び Cu の分析については，風乾粉碎した固体試料に硝酸及び過塩素酸（15:1）を加え，過塩素酸白煙が十分に発生するまで加熱後，放冷し，6N-HCl で加熱溶解し，ろ過した。ろ液は超純水で定溶し，残渣は灰化（800℃，3 hrs）し，フッ酸処理後，6N-HCl で加熱溶解し超純水で定溶した。As については，硝酸及び硫酸（10:1）を加え，硫酸白煙が十分に発生するまで加熱後，放冷し，過塩素酸を加えて過塩素酸白煙処理後，放冷した。4N-HCl で軽く洗浄ろ過し，ろ液を 4N-HCl で定溶し，検液とした。B については，硝酸及び過塩素酸を加え，過塩素酸白煙処理後，ろ過し，ろ液を超純水で定溶し，検液とした。排水試料については JIS K0102 に従った。つまり，Cr 及び Cu の分析には，硫酸を加えて加熱・放冷後，ろ液を超純水で定溶した。As については，硝酸及び硫酸（2:1）による硫酸白煙処理，過塩素酸白煙処理後，4N-HCl でろ紙等を十分洗いこみ，ろ液を 4N-HCl で定溶して検液とした。B については，過塩素酸白煙処理後，ろ過し，ろ液を超純水で定溶して検液とした。周辺大気については，ハイボリウムエアサンプラーによりろ紙捕集した。また，排ガスについては JIS K0083 に準じた。つまり，ろ紙によって捕集した Cr，Cu については，0.5 cm 角に切ったろ紙に硝酸及び過塩素酸（10:1）を加え，過塩素酸白煙処理後ろ過し，ろ液を超純水で定溶し検液を得た。As 及び B については，固形サンプルと同様の手順でろ紙を処理し，検液を得た。いずれも，検液中 Cr，Cu，B は ICP 発光分析計，As は水素化物発生-ICP 発光分析計を用いて同定及び定量を行った。

3.6.2.3.結果及び考察

固体試料中の分析結果を表 3.6.2-1 に，気体試料及び排水，汚泥の分析結果を表 3.6.2-2 に示す。

3.6.2.3.1.原料チップ中レベル

廃木材チップには，測定した全ての化学物質が含まれていた。その含有レベル（表 3.6.2-1）を自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査（3.2.3.5 参照）や市販廃枕木の性状調査（3.4.2 参照）の結果及びドイツ廃木材条例³⁾により設定された木材製品製造用チップ中基準値（以降，ドイツ基準値）と比較したのが表 3.6.2-3 である。

Table 3.6.2-1 固形試料中濃度

	Sampling No.*5	Chips of waste wood						Chips of virgin wood	Dusts in chip cleaning line	Chips after cutting			Dusts in drying line of surface chips	Dusts in drying line of interior chips	Chips after drying	Surfaces before pressurized heating		Surfaces after pressurized heating	Surfaces after cure		Dusts in sandbar line			Semifinished products				
		1	2	3	4	5	6			7	8	9				10	11		12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
PCP	ppb/g	6,700	15,000	1,800	14,000	700		230	5,900	2,300	950	650	650	3,300	6,200	700	970	840	980	780	600	540	2,300	560	700	1,600	1,900	2,100
2,3,7,8 - TeCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.64	0.32	0.19	-	-	0.35	0.37	0.18	0.22	0.16	0.20	0.39	-	0.24	0.22	0.13	0.16	0.21	
TeCDDs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	87	65	55	-	-	50	49	57	52	50	43	49	-	53	52	39	48	40	
1,2,3,7,8 - PeCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.42	0.49	0.35	-	-	0.34	0.30	0.40	0.52	0.50	0.64	1.1	-	0.59	0.51	0.42	0.36	0.47	
PeCDDs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	18	25	11	-	-	12	11	19	11	12	15	11	-	16	14	10	10	8.3	
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1.9	0.76	1.0	-	-	2.7	2.5	1.6	2.8	2.5	2.2	2.6	-	2.6	2.2	3.1	4.0	4.4	
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	3.4	2.0	2.5	-	-	3.4	2.0	2.6	8.0	6.0	9.2	8.4	-	9.3	6.7	7.4	13	1.8	
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2	0.83	0.71	-	-	1.0	1.1	1.2	3.5	2.6	3.9	4.1	-	3.9	2.9	2.6	6.7	0.92	
HxCDDs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	19	18	13	-	-	14	14	19	46	37	56	59	-	57	43	42	85	15	
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	93	40	69	-	-	61	61	53	150	140	190	190	-	160	150	150	400	48	
HpCDDs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	150	66	110	-	-	95	93	89	260	240	340	310	-	250	260	260	640	83	
OCDD	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1,500	560	840	-	-	980	740	610	1,500	1,900	2,400	2,000	-	1,600	1,800	2,200	4,400	850	
PCDDs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1,800	730	1,000	-	-	950	910	790	1,900	2,300	2,500	2,900	-	2,000	2,200	2,600	5,200	1,000	
2,3,7,8 - TeCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.45	0.40	0.95	-	-	0.60	0.88	1.1	1.8	3.2	1.5	4.0	-	2.5	1.9	0.81	0.73	0.64	
TeCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	17	14	17	-	-	14	15	21	26	39	28	55	-	48	28	18	12	11	
1,2,3,7,8 - PeCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.55	0.46	0.81	-	-	0.54	0.51	0.85	2.4	1.3	1.2	2.5	-	1.9	1.2	0.57	0.43	0.49	
PeCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.62	0.97	0.52	-	-	0.69	0.63	0.71	1.7	0.88	1.1	2.4	-	1.4	1.1	0.43	0.29	0.26	
1,2,3,4,7,8 - HxCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	32	21	11	-	-	14	32	15	19	18	18	34	-	23	14	11	5.5	6.6	
HxCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	2.2	0.93	-	-	1.6	1.0	1.1	2.5	1.6	1.8	2.7	-	1.7	2.1	1.8	0.86	0.91	
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	0.88	0.71	-	-	0.92	0.93	0.89	1.8	1.2	1.5	2.3	-	1.8	1.6	1.4	0.64	0.74	
1,2,3,7,8,9 - HpCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	N.D.	N.D.	0.67	-	-	N.D.	N.D.	0.10	0.26	N.D.	N.D.	0.22	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
HpCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	0.88	0.60	0.67	-	-	0.89	0.71	0.94	1.2	1.3	1.8	2.7	-	2.0	1.4	1.3	0.51	0.60	
OCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	22	14	16	-	-	16	17	17	29	25	25	32	-	27	23	27	13	15	
PCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	24	12	14	-	-	18	18	15	26	24	20	24	-	22	22	26	12	12	
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	2.8	1.6	1.6	-	-	1.7	1.9	1.6	2.5	2.5	2.1	2.7	-	2.5	2.0	2.8	1.1	1.1	
OCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	100	47	68	-	-	71	69	57	92	93	69	82	-	78	77	100	41	44	
PCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	180	85	120	-	-	130	130	91	170	150	120	120	-	110	120	170	61	67	
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	330	180	230	-	-	250	260	200	340	330	260	320	-	290	260	330	130	140	
OCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	2,200	910	1,200	-	-	1,200	1,200	990	2,200	2,500	2,800	3,200	-	2,300	2,500	2,900	5,300	1,100	
PCDDs+PCDFs	ppb/g	-	-	-	-	-	-	-	-	3.8	2.7	2.5	-	-	2.9	2.7	2.7	5.8	4.9	6.0	7.9	-	6.0	5.2	4.7	7.9	2.5	
TEO (PCDDs+PCDFs)	ppb/g	56	40	52	160	47	-	51	160	130	330	120	120	84	520	540	290	350	160	69	63	91	86	180	390	1,400	920	
Naphthalene	ng/g	5.1	6.7	9.3	95	9.1	5.6	15	14	320	840	260	450	12	22	26	21	26	28	15	15	11	17	40	23	62	40	
Acenaphthylene	ng/g	15	27	64	61	38	38	140	300	420	1,700	450	500	63	65	490	350	630	410	200	170	350	230	520	460	2,200	1,800	
9H-Fluorene	ng/g	58	94	160	260	150	110	300	2,400	2,800	7,000	5,600	1,100	1,800	3,200	5,000	620	500	860	620	270	280	150	350	870	2,400	1,800	
Phenanthrene	ng/g	160	680	1,000	4,100	2,100	380	2,400	2,800	2,800	7,000	5,600	1,100	1,800	3,200	5,000	620	500	860	620	270	280	150	350	870	2,400	1,800	
Anthracene	ng/g	52	100	170	1,400	500	74	380	380	380	1,600	330	330	220	290	460	500	450	510	240	180	170	310	550	350	3,100	1,400	
Fluoranthene	ng/g	81	450	840	6,500	2,400	240	2,000	2,200	2,200	5,600	4,000	1,600	1,600	2,400	2,700	3,300	3,900	3,000	1,400	1,400	670	1,800	3,200	3,000	3,700	6,000	
Pyrene	ng/g	80	360	720	7,400	1,900	200	1,700	1,500	1,500	3,800	2,600	700	1,400	1,700	1,800	2,300	2,700	2,000	1,100	1,000	540	1,300	2,200	1,800	3,700	6,000	
Benz[a]anthracene	ng/g	26	90	120	3,100	570	302	350	390	390	1,000	520	170	370	480	530	520	830	490	400	330	210	420	720	560	850	500	
Benz[b]anthracene	ng/g	50	50	70	1,400	760	18	480	430	1,100	570	250	93	240	490	550	580	860	580	490	410	110	460	850	490	960	550	
Benz[k]fluoranthene	ng/g	16	38	33	1,400	210	7.2	130	200	390	250	110	61	170	270	260	300	440	340	310	230	83	280	440	260	410	250	
Benz[e]pyrene	ng/g	18	31	33	1,000	470	5.5	130	89	180	110	10	34	120	87	100	120	170	130	150	86	78	100	170	150	150	110	
Benz[a]pyrene	ng/g	23	54	38	2,700	280	7.1	140	120	250	140	72	190	160	160	160	160	170	300	190	200	110	96	170	240	190	230	
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	ng/g	6.8	16	6.9	540	48	<5	36	52	83	48	38	16	45	70	66	70	150	110	130	90	25	90	140	88	87	68	
Benz[ghi]perylene	ng/g	13	27	15	980	89	<5	58	41	58	38	48	30	81	56	53	70	110	110	130	88	48	76	130	64	72	58	
Benz[ghi]perylene	ng/g	<5	<5	<5	69	6.1	5.0	5.0	13	23	16	16	<5	<5	17	14	20	32	29	29	22	<5	21	36	19	23	18	
Dibenz[a,h]anthracene	ng/g	660	2,000	3,300	31,000	9,600	1,200	8,400	9,100	24,000	15,000	3,600	6,600	11,000	11,000	12,000	13,000	17,000	13,000	6,800	6,200	3,200	8,000	14,000	12,000	33,000	26,000	
Total 16 PAHs	ng/g	2.6	3.3	4.2	4.4	13	1.4	4.3	-	-	-	-	7.4	7.8	-	-	-	-	-	-	-	3.1	-	-	-	3.0	-	
Cr	ng/g	5.4	15	15	8.9	12	10	8.9	ng/g	-	-	-	8.1	5.8	-	-	-	-	-	-	-	3.7	-	-	-	3.4	-	
Cu	ng/g	<1	<1	<1	1.1	<1	<1	0.85	-	-	-	-	1.2	0.79	-	-	-	-	-	-	-	0.75	-	-	-	0.81	-	
B	ng/g	12	3.0	<2	<2	<2	<2	3.4	-	-	-	-	6.5	<2	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	55	-	
Heptachlor (C10H5Cl7)	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	-	-	<0.01	<0.01	-	-	-	-	-	-	-	<0.01	-	-	-	<0.01	-	
trans-chlordane	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	0.023	0.025	<0.01	0.031	-	-	-	-	<0.01	0.040	-	-	-	-	-	-	-	0.010	-	-	-	<0.01	-	
cis-chlordane	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.015	<0.01	0.017	-	-	-	-	<0.01	0.022	-	-	-	-	-	-	-	<0.01	-	-	-	<0.01	-	
trans-nonan-chlordane	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	0.023	0.035	<0.01	0.038	-	-	-	-	0.020	0.044	-	-	-	-	-	-	-	0.010	-	-	-	0.02	-	
cis-nonan-chlordane	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.069	-	-	-	-	<0.01	0.089	-	-	-	-	-	-	-	<0.01	-	-	-	<0.01	-	
*1 Inclusion: Triphenylene *2 Inclusion: Benzo[a]fluoranthene *3 Inclusion: Dibenz[a,h]anthracene *4 Inclusion: Dibenz[a,h]anthracene *5 Sampling date: 11/2000/11/29-30, 12-1/2001/09/20, 12-2/2001/10/23, 2001/11/07, 2002/04/25																												

* We applied half of detection limits to ones below detection limits, and WHO/PCS (1998) TEFs to PCDD/DFs.

-	-	-	0.0089	-
-	-	-	≤0.01	-

5 Sampling day: [1|2000/1/29-30, [2-|2001/09/20, [2-2|2001/10/23, 2001/11/07, 2002/04/25

Table 3.6.2-2 気体、液体試料及び汚泥中濃度

	Sampling No.*5	Chip cleaning line atmosphere	Exhaust gas from dust cleaning line	Exhaust gas from drying line of surface chips	Exhaust gas from drying line of interior chips	Indoor atmosphere of formation line	Exhaust fume from pressurized heating			Exhaust gas from dust chamber in after treatment	Waste water after treatment	Sludge from waste water treatment.*7
							2-1	2-2	2-1			
PCP	pp/m ³ N	1.6	<0.01	88,000	60,000	9.6	850	1,100	120	20	-	<1,000
2,3,7,8-TeCDF	pg/m ³ N	0.024	3	50	100	0.03	0.58	2.1	6.0	-	-	-
TeCDDs	pg/m ³ N	1.2	150	1,800	2,800	1.1	14	35	200	-	-	-
1,2,3,7,8-PCDF	pg/m ³ N	0.069	13	220	89	0.05	0.41	0.78	15	-	-	-
2,3,4,7,8-PCDF	pg/m ³ N	0.073	18	390	84	0.04	0.33	0.61	17	-	-	-
PCDFs	pg/m ³ N	1.2	200	4,300	1,300	0.81	7.4	14	220	-	-	-
1,2,3,4,7,8-HxCDF	pg/m ³ N	0.11	23	690	85	N.D.	0.69	0.58	18	-	-	-
1,2,3,6,7,8-HxCDF	pg/m ³ N	0.15	35	1,200	100	0.05	0.37	0.53	21	-	-	-
1,2,3,7,8,9-HxCDF	pg/m ³ N	<0.02	<5	75	5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-	-
2,3,4,6,7,8-HxCDF	pg/m ³ N	0.38	44	2,900	110	0.07	0.31	0.45	29	-	-	-
HxCDFs	pg/m ³ N	1.7	260	11,000	1,000	0.58	7.2	9.2	200	-	-	-
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	pg/m ³ N	0.87	120	8,600	610	0.17	4.4	4.7	89	-	-	-
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	pg/m ³ N	0.26	18	1,400	79	N.D.	0.3	0.4	12	-	-	-
HpCDFs	pg/m ³ N	2.4	200	17,000	1,800	0.38	15	15	160	-	-	-
OCDF	pg/m ³ N	1.4	71	9,600	2,200	0.25	11	11	47	-	-	-
PCDFs	pg/m ³ N	7.9	880	44,000	9,100	3.1	55	84	830	-	-	-
PCDDs+PCDFs	pg/m ³ N	18	1,600	80,000	40,000	6.2	690	860	3,600	-	-	-
*1 TEQ (PCDDs+PCDFs)	pg TEQ/m ³ N	0.17	30	1,000	200	0.074	2.8	3.7	37	-	-	-
Naphthalene	ng/m ³ N	1.8	2,600	61,000	18,000	2.400	18,000	36,000	3,900	32	66	66
Acenaphthylene	ng/m ³ N	0.36	73	4,000	390	64	260	<20	180	3.8	<5	<5
Acenaphthene	ng/m ³ N	0.58	1,000	49,000	11,000	270	7,100	13,000	6,100	<3	<5	<5
9H-Fluorene	ng/m ³ N	1.2	550	71,000	18,000	180	5,200	8,600	3,900	14	19	19
Phenanthrene	ng/m ³ N	1.9	160	64,000	62,000	540	13,000	35,000	6,800	9.5	21	21
Anthracene	ng/m ³ N	0.46	55	11,000	7,500	130	4,500	3,900	730	6.9	33	33
Fluoranthene	ng/m ³ N	0.33	24	32,000	23,000	92	4,100	9,700	1,100	6.1	12	12
Pyrene	ng/m ³ N	0.23	31	22,000	16,000	110	2,600	5,800	650	20	20	20
Benzo[a]anthracene	ng/m ³ N	0.029	<10	1,200	1,500	<1	210	410	12	<3	<5	<5
*2 Crysenes	ng/m ³ N	0.030	<10	1,600	1,000	<1	220	470	21	<3	<5	<5
Benzo[b]fluoranthene	ng/m ³ N	0.025	<10	250	520	18	69	93	24	<3	<5	<5
*3 Benzo[k]fluoranthene	ng/m ³ N	0.027	<10	290	310	<1	21	35	3.0	<3	<5	<5
Benzo[a]pyrene	ng/m ³ N	0.026	<10	160	320	3.5	16	25	<1	<3	<5	<5
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	ng/m ³ N	0.021	<10	74	110	<1	<1	<20	<1	<3	<5	<5
Benzo[ghi]perylene	ng/m ³ N	0.031	<10	110	210	<1	<1	<20	<1	<3	<5	<5
*4 Dibenz[a,h]anthracene	ng/m ³ N	0.011	<10	33	11	<1	<1	<20	<1	<3	<5	<5
Total 16 PAHs	ng/m ³ N	7.1	4,500	320,000	160,000	3.800	55,000	110,000	23,000	92	<0.02	8.1
Cu	ug/m ³ N	0.0060	<0.005	<0.01	0.006	-	-	-	-	<0.02	0.13	19
Cd	ug/m ³ N	0.045	<0.005	0.096	0.016	-	-	-	-	0.03	<0.005	0.34
As	ug/m ³ N	0.0039	<0.004	<0.004	0.004	-	-	-	-	0.074	16	16
B	ug/m ³ N	0.011	<0.05	<0.05	0.12	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
Heptachlor (C10H5Cl7)	ug/m ³ N	<0.002	<0.1	<0.1	<0.1	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
trans-chlordane	ug/m ³ N	<0.002	<0.1	1.3	0.98	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
cis-chlordane	ug/m ³ N	<0.002	<0.1	0.69	0.49	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
trans-nonan-chlordane	ug/m ³ N	<0.002	<0.1	1.5	1.0	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
cis-nonan-chlordane	ug/m ³ N	<0.002	<0.1	0.22	0.19	-	-	-	-	<0.03	<10	<10
Dust	g/m ³ N	-	<0.001	0.74	0.28	-	-	-	<0.001	-	-	-

*1 We applied half of detection limits to ones below detection limits, and WHO/PCS (1998) TEQs to PCDD/DFs.
 *2 Including Triphenylene *3 Including Benzo[a]fluoranthene
 *4 Including Dibenz[a,h]anthracene
 *5 Sampling day: [1]2000/1/29-30, [2]-12001/09/20, [2-2]2001/10/23, 2001/11/07, 2002/04/25
 *6 per L *7 per g

Table 3.6.2-3 Comparison of concentration in waste wood

	Chips of waste wood [1]	Chips of virgin wood [1]	Treated waste wood*	Sleepers on recycling markets**	Untreated waste wood***	Untreated wood****	Limit value in Germany*****
PCP ng/g	700-15,000	230	88-3,100	640-280,000	170	-	3,000
PCDD/PCDFs pg-TEQ/g	-	-	6.8-29	30-35,000	2.3-7.4	0.18	-
Total 16 PAHs ng/g	660-31,000	1,200	7,800-11,000	410,000-510,000	320-2,700	3,700-6,300	-
Cr ug/g	2.6-13	1.4	750-1,300	-	6.7-21	-	30
Cu ug/g	5.4-15	10	340-550	-	6.6-11	-	20
As ug/g	<1-1.1	<1	340-820	-	<0.1-6.7	-	2
B ug/g	<2-12	<2	120-720	-	3.1-17	-	-

*Range of waste wood treated with each chemical base wood preservative tested in previous study (see section 3.2.3.5); for PCP, PCDD/DFs, low level application to prevent fungus growth

**Range of creosote and PCP treated sleeper tested in previous study (see section 3.4.2)

***Range of untreated waste wood in previous study (see section 3.2.3.5)

****Range of untreated wood in previous study (see section 3.4.2)

*****Limit values in Germany for wood chips used in the manufacture of derived timber products³⁾

廃木材チップ中 PCP は、自治体に持ち込まれた未処理廃木材のレベル（3.2.3.5 参照）を最大 2 オーダー程度上回り、さらに薬剤処理廃木材レベルやドイツ基準値を上回るものがあった。しかし、ドイツ基準値程度での PCP の含有は、一時的・短期的な殺菌を目的とした表面処理による PCP 成分の残留である可能性があり、^{4,7)}このような殺菌処理目的での PCP 利用は多くの木材に適用されたと考えられることから、廃木材再利用の多くの場面で考慮する必要があるレベルと考えられる。従って、製造プロセスに混入した PCP やその不純物として含まれる PCDD/DFs の挙動には注意を要する。

廃木材チップ中 16PAHs 総濃度の大半は、自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査（3.2.3.5 参照）の未処理廃木材中レベルを最大 2 オーダー程度上回り、廃枕木より数オーダー低いものの薬剤処理廃木材を上回るレベルであった。廃木材チップ中各 PAHs 成分を見ると、新材チップ等に比べて B[a]P やベンゾ[*g,h,i*]ペリレンといった比較的高分子量の PAHs が高濃度であることから、クレオソート由来の PAHs であると考えられる。

CCA 成分及び B の濃度は未処理廃木材と同程度であり、またクロルデン類は微量に検出されたのみであり、今回の調査では、混入の可能性を明確に示すレベルではなかった。

3.6.2.3.2.製造プロセスにおける各化学物質の挙動

《PCP》

PB 製造プロセスにおける固体試料中 PCP の濃度変化を示したのが図 3.6.2-2 である。それによると、第 1 回調査のレベルが第 2 回に比べて著しく高いことがわかる。これは原料チップ中濃度、製造条件等の変動といった理由が考えられるが、今回の結果だけで結論付けることはできないだろう。そこで、一連の製造プロセスにおいてサンプリングを行った第 2 回調査の結果をもとに、PCP の挙動を考察する。

図 3.6.2-2 より、PCP 濃度は、切削後チップと完成品とで同レベルであるが、その 2 試料間の他試料中レベルはそれに比べてやや低レベルで推移していることがわかる。これは、切削後チップと完成品以外の試料形状・採取部がダストや表層部であるため、直接大気に触れたり、熱や加工を受けたりすることにより、PCP が揮散したものと考えられる。特に、乾燥ライン煙突排ガスや熱圧後蒸気中 PCP レベルが高いことから、乾燥工程や熱圧工程における揮発のあることが推測される。このように、製造プロセスにおいて表層部からは PCP が揮散していくと考えられるが、今回の結果では、完成品全体としてのレベルは切削後チップと同レベルであり、製品内部の PCP は揮散せず、原料に由来する PCP が残留すると考えられた。なお、PCP については、作業環境許容濃度が 500,000 ng/m³N と定められているが、乾燥ライン煙突排ガスや熱圧後蒸気でもこれを上回ることにはなかった。

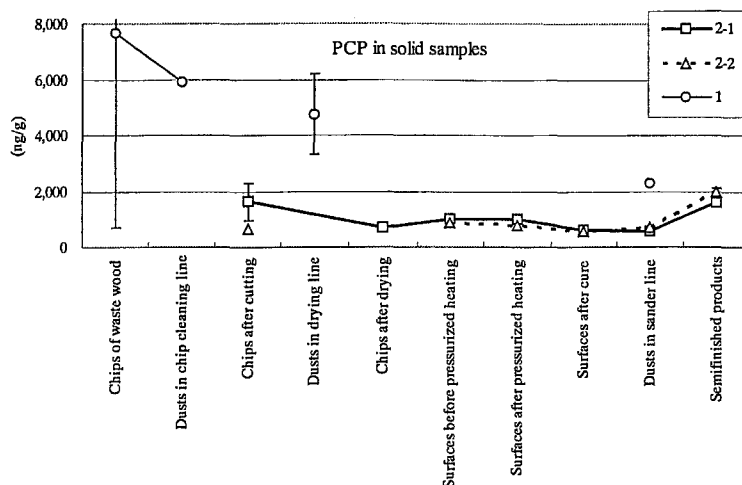


Fig. 3.6.2-2 PCP concentrations in manufacturing

《PCDD/DFs》

固体試料中 PCDD/DFs の濃度変化を図 3.6.2-3 に、各プロセスからの排ガス試料中 PCDD/DFs 異性体及び同族体分布を図 3.6.2-4 に示す。

まず、固体試料中 PCDD/DFs の異性体及び同族体分布（表 3.6.2-1）は、どの試料も O8CDD が多くを占めていることから、この PCDD/DFs は PCP 由来である可能性が高いと考えられた。次に、一連のプロセスにおける固体試料中 PCDD/DFs の濃度変化（図 3.6.2-3）を見ると、熱圧工程において増加傾向が見られ、完成品にも増加したレベルの PCDD/DFs が含有されていることがわかる。これは、廃木材中の PCDD/DFs 前駆物質が、熱圧（熱媒体約 180℃、熱板表面温度約 150～160℃）によって、PCDD/DFs に変化したものと考えられる。⁸⁾

次に、気体試料中濃度（表 3.6.2-2）については、第 1 回調査の乾燥ライン煙突排ガス中レベルが他のサンプリングポイントに比べて数オーダー高く、200～1,000 pg-TEQ/m³N であった。日本での都市ごみ焼却排ガス中のダイオキシン類規制濃度は 100～5,000 pg-TEQ/m³N（新設）、10,000 pg-TEQ/m³N（既設）であり、これらと比較可能なレベルであることがわかる。その異性体及び同族体分布（図 3.6.2-4）を見ると、内層用乾燥ライン煙突排ガスについては、O8CDD が多くを占める分布を示しており、この PCDD/DFs は PCP 由来である可能性が高いと考えられる。一方、表層用乾燥ライン煙突排ガスについては、高塩素化の PCDFs も比較的多い分布を示している。PCDFs は燃焼由来生成物に多く含まれることが知られており、^{9,10)}PCP の影響に加え、乾燥ラインからの燃焼排ガスが流入した可能性が考えられる。これについては、再現性を含めてさらに検討を要する。

《PAHs》

固体試料中 US EPA 指定 16 種 PAHs 総濃度及び 2～5 環の異なる環数を持つ PAH（ナフタレン、フェナントレン、ピレン、B[a]P）濃度の変化を図 3.6.2-5a～e に示す。

固体試料中 PAHs（表 3.6.2-1）は、プロセス全体を通じて 3～4 環のフェナントレン、フルオランテン、ピレン等が多くを占めており、大きな分布の変化はない。そのため、固体試料中 16PAHs 総濃度の変化（図 3.6.2-5a）は 3～4 環 PAHs（図 3.6.2-5c,d）と同様の傾向となっている。ダストや表層部試料中のこれらの挙動としては、まず切削後の貯蔵においてやや減少傾向が見られるが、PCDD/DFs 同様、熱圧工程において増加する。その後、PCDD/DFs とは異なり、養生工程で半減し、研磨工程において再び増加している。気体試料中 PAHs 濃度（表 3.6.2-2）を見ると、特に乾燥ライン煙突排ガスや熱圧後蒸気中の濃度が高く、2～3 環 PAHs のみならず、周辺大気や廃木材洗浄ライン等では非常に低レベルの含有しか見られない 4 環の PAHs も比較的高レベルに含有されていることがわかる。このことから、熱を受けるプロセスにおいて木材のリグニン成分等の分解により 3～4 環 PAHs が多く生成し、その加熱プロセスの間やその後の貯蔵・養生プロセスで、表層部から周辺大気へ揮散するものと考えられる。一方、固体試料中 2 環 PAHs（図 3.6.2-5b）では熱圧後の濃度上昇が見られなかった。2 環 PAHs も熱を受けて多く生成すると考えられるが、3～4 環 PAHs とは異なり加熱を受けているプロセスの間や直後に速やかに揮発するため、試料中濃

度の増加に結びつかないものと考えられる。しかし PCP 同様これら 2~4 環 PAHs は、完成品中レベルがダストや表層部試料に比べて高く、製品中には、原料に由来する成分に加え、プロセスでの生成物が含まれる可能性が考えられる。5 環 PAHs (図 3.6.2-5e) については、完成品も含めてプロセスでの変動がほとんど見られず、原料に由来する成分が製品にもそのまま含有されるものと考えられた。なお、ナフタレン及び B[a]P については、作業環境許容濃度がそれぞれ 50,000,000 ng/m³N, 2,000 ng/m³N と定められているが、乾燥ライン煙突排ガスや熱圧後蒸気でもこれを上回ることはなかった。

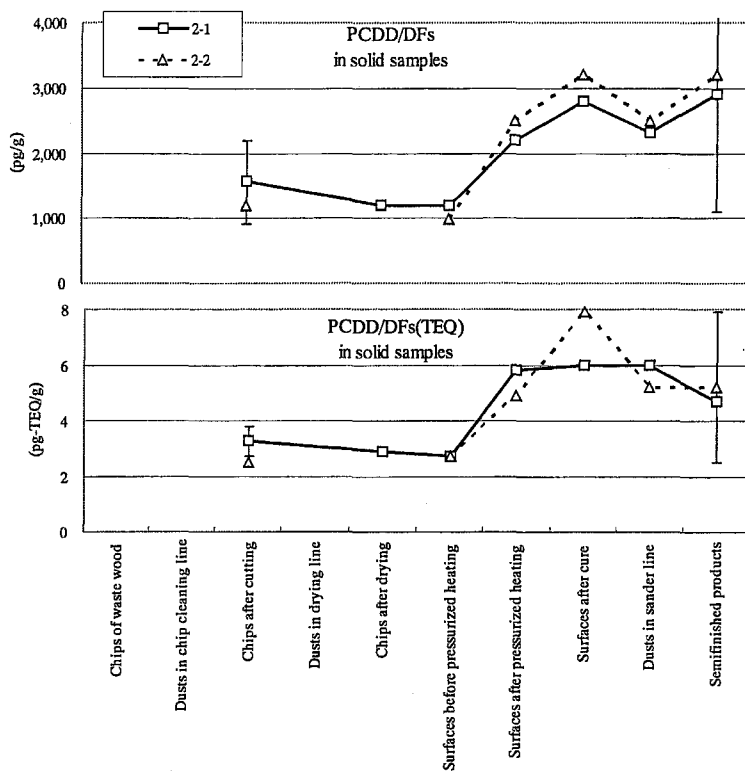


Fig. 3.6.2-3 PCDD/DFs concentrations in manufacturing process

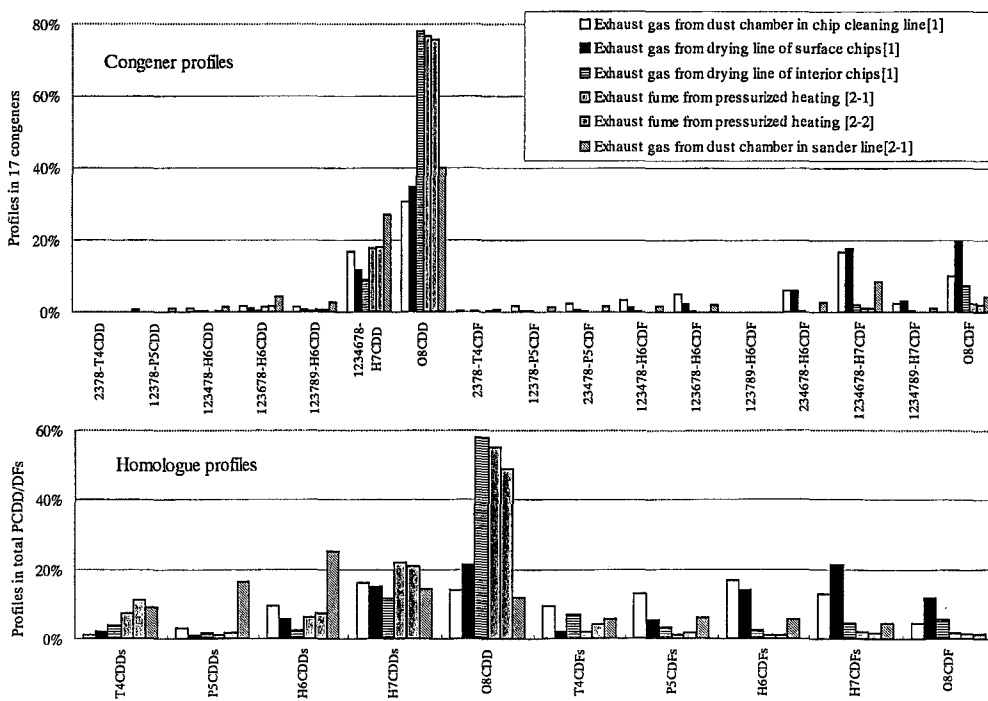


Fig. 3.6.2-4 Profiles of PCDD/DFs congeners and homologues in exhaust gas

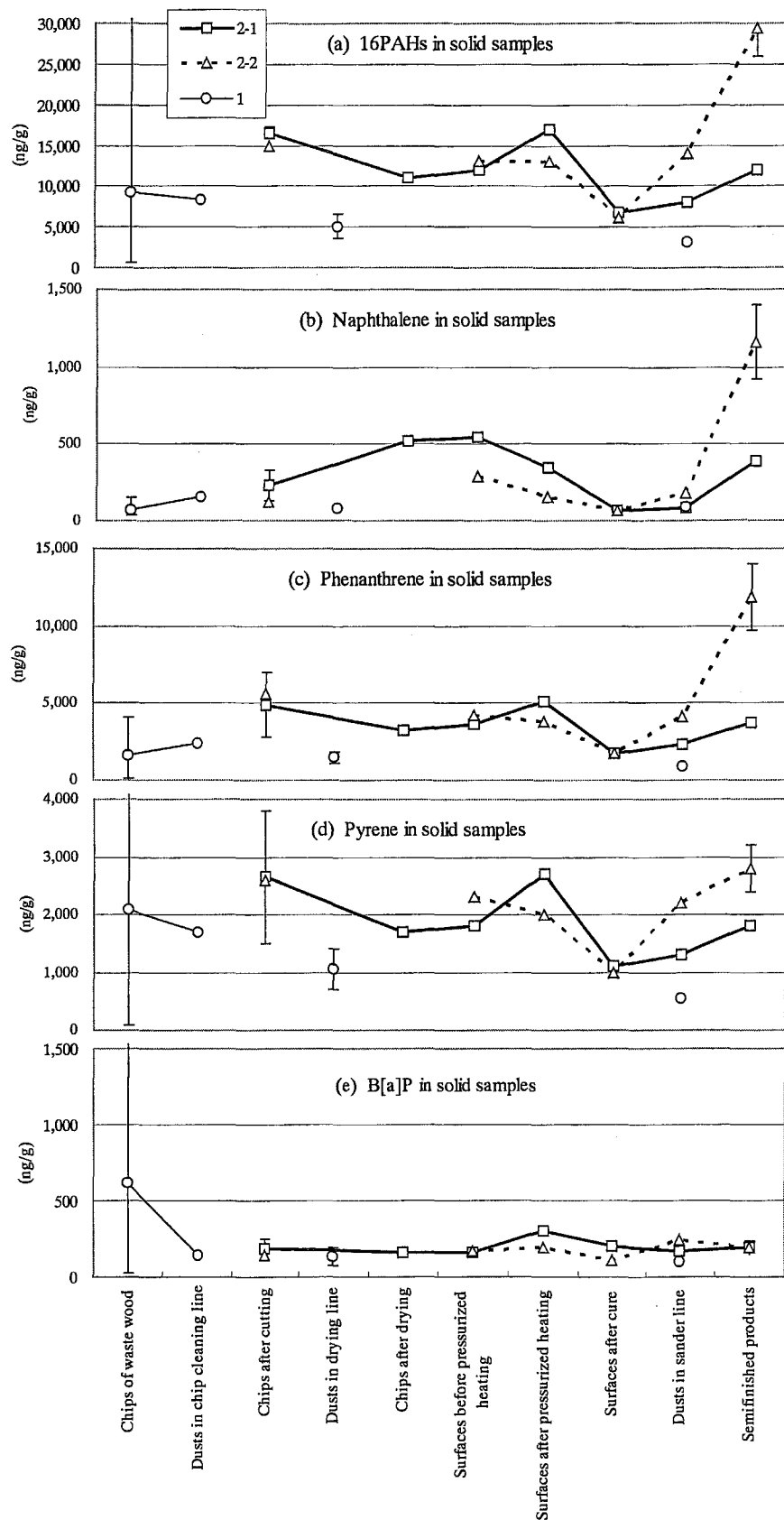


Fig. 3.6.2-5 PAHs concentrations in manufacturing process

3.6.2.3.3.完成品中レベル

このプロセスにおいて製造された完成品中 PCP は、前述の通り、原料チップ中の PCP に由来するものと考えられる。この PCP 濃度は 1,600~2,100 ng/g であり、殺菌処理レベルに相当すると考えられる。⁴⁷⁾PCDD/DFs 濃度は 2.5~7.9 pg-TEQ/g であり、表 3.6.2-3 の未処理木材より 1 オーダー高いが、未処理廃木材と同レベルであった。2~4 環 PAHs は、製造プロセスにおいても生成が繰り返され増加する可能性があるが、B[a]P を含む 5 環 PAHs は原料に由来するものがそのまま残留すると考えられる。完成品中濃度は 12,000~33,000 ng/g であり、自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査 (3.2.3.5 参照) でのクレオソート処理廃木材と同レベルであるが、未処理材中でも 6,300 ng/g であることに注意が必要である。CCA 成分及び B については、原料チップは混入を明示するレベルではなかったが、完成品中 Cu 濃度は 34 µg/g とドイツ基準値 (20 µg/g) を上回り、また B は 55 µg/g と未処理材 (3.1~17 µg/g) を上回り、完成品には原料に混入した薬剤処理木材がある程度均質化されて含まれている可能性が考えられた。

3.6.2.3.4.パーティクルボードへのリサイクルにおけるリスク管理

本調査においては、廃木材を利用した PB 製造プロセスに、PCP や PCDD/DFs, PAHs といった残留性有機汚染物質を含む木材保存剤成分が流入していることが明らかになった。また、製造プロセスにおいてそれらの成分に由来する副生成物が発生する可能性も示唆された。PB 製造プロセスは破碎や乾燥、圧熱、研磨といったプロセスで構成され、各プロセスにおいて廃木材由来ダストの発生や木材保存剤成分及び副生成物の揮発が考えられることから、これらへの労働者の曝露が懸念される。また、国際癌研究機関 (IARC: International Agency for Research on Cancer) は木材加工施設等において発生する木質ダストを発癌性がある物質に分類している。¹¹⁾しかし、このような労働環境での曝露については、吸着性の優れたマスク等の着用により、許容レベルにまで引き下げることが可能だと考えられる。

製造プロセスにおけるリスク管理と同様に配慮が必要なのが、消費者の利用に係るリスク管理としての PB 品質管理であろう。PB は、消費者が購入後、木屑が発生したりガス状物質が揮発したりするような使用状況は想定しにくく、消費者への曝露が生じる場面は多くないと考えられる。しかし、閉鎖空間での利用が主流であることから、切断作業等が行われた場合には、木屑が発生し、ガス状物質とともに室内を浮遊する可能性が考えられる。廃木材を原料とした PB 製品中には、残留性有機汚染物質が一般環境中レベルを超える濃度で含まれる可能性があることがわかっており、これらの含有レベルを制御することは、品質管理の重要な側面と言えるだろう。そのための方策としては、原料選択段階において、スクリーニングやモニタリングの技術を有効に活用することなどが考えられる。

以上のような観点から、製造プロセスにおける労働者のリスク管理及び製品の品質管理を含めた製造システムが構築されれば、PB への廃木材利用は、循環型社会におけるリサイクリングループとして促進すべき選択肢の一つと考えられるだろう。

3.6.2.4.まとめ

廃木材チップからの PB 製造プロセスの実態や再生品の性状を把握するために、PB 製造プロセスからの排出物や原料・製品を採取し、PCP, PCDD/DFs, PAHs, クロルデン類及び多様な無機有毒化合物 (Cr, Cu, As, B, Cd 及び Pb) の含有量を分析した。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ PB 原料として供給されている廃木材チップには、PCP や PAHs が未処理廃木材を 1~2 オーダー上回るレベルで含有されており、PCP 処理木材やクレオソート処理木材が混入している可能性が高い。
- ・ PB 製造プロセスにおける各化学物質の挙動として、PCP は各プロセスにおいて表層部から揮発するものの、完成品にはチップと同レベルの PCP が残留すると考えられた。PCDD/DFs については、PCP の不純物として含まれていたと考えられるが、熱圧工程で増加傾向が見られることから、再生原料に含まれていた PCDD/DFs に加え、わずかながら PCP を前駆物質として生成する可能性が示唆された。PAHs については、加熱工程における生成とその後の揮発を繰り返し、最終的にはチップと同じかそれを上回るレベルの含有になることがわかった。
- ・ 製品中には、未処理木材や未処理廃木材を上回るレベルの PCP や PCDD/DFs, PAHs, CCA 及び B が検出されたが、すぐさま人体への影響等が懸念される性状とは考えられず、再現性や

製中性性状等についてさらに検討を重ねる必要があると考えられた。

- ・ 製造プロセスにおける労働者のリスク管理及び製品の品質管理を含めた製造システムが構築されれば、PB への廃木材利用は、循環型社会におけるリサイクリングルートとして促進すべき選択肢の一つと考えられる。

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇原著論文

浅利美鈴, 高月紘, 酒井伸一: 廃木材を利用した建築部材 (パーティクルボード) 製造プロセスにおける化学物質の挙動, 廃棄物学会誌, Vol.15, No.2, pp.139-148 (2004)

第3章 6.2 節の参考文献

- 1) 環境省: ダイオキシン類に係る大気環境調査マニュアル, 環境省大気保全局大気規制課 (2000)
- 2) 環境省: 外因性内分泌攪乱物質暫定マニュアル, 環境庁水質保全局水質管理課 (1998)
- 3) Federal Environment Ministry's homepage:
http://www.bmu.de/english/download/waste/files/wastewood_background.pdf,
http://www.bmu.de/english/download/waste/files/wastewood_ordinance.pdf
- 4) 井上嘉幸: 木材の劣化と防止法, 森北出版株式会社 (1972)
- 5) M. T. Wan, J. Van Oostdam: Utility and Railway Rights-of-Way Contaminants: Dioxins and Furans, *Journal of Environmental Quality*, Vol.24, No.2, pp.257-265 (1995)
- 6) M. A. Engwall, J. J. Pignatello, D. Grasso: Degradation and Detoxification of the Wood Preservatives Creosote and Pentachlorophenol in Water by the Photofenton Reaction, *Water Research*, Vol.33, No.5, pp.1151-1158 (1999)
- 7) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of Pentachlorophenol, dioxins, and furans in wood and beef, *Environmental Pollution*, Vol.116, pp.301-307 (2002)
- 8) R. Addink, K. Olie: Mechanisms of Formation and Destruction of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Heterogeneous System, *Environmental Science and Technology*, Vol.29, No.6, pp.1425-1435 (1995)
- 9) M.-H. Zheng, P.-Y. Liu, M.-J. Piao, Z. Bing, X.-B. Xu: Formation of PCDD/Fs from the Pyrolysis of Polyethylene with Inorganic Chlorine, *Organohalogen Compounds*, Vol.50, pp.415-417 (2001)
- 10) A. Yasuhara, T. Katami, T. Okuda, T. Shibamoto: Role of Inorganic Chlorides in Formation of PCDDs, PCDFs, and Coplanar PCBs from Combustion of Plastics, Newspaper, and Pulp in an Incinerator, *Environmental Science and Technology*, Vol.36, pp.3924-3927 (2002)
- 11) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans and their Supplements: Wood dust and Formaldehyde, Vol.62 (1995)

3.6.3. 廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造におけるリスク解析及びライフサイクルイベントリ分析

3.6.3.1. はじめに

PB 製造プロセスにおける木材保存剤成分については、レベル及び挙動がある程度明らかになり、作業員への曝露に伴うリスクの制御は可能であろうと考えられた（3.6.2 参照）。しかし、このルートの有効性を判断するためには、リスク制御策とリスクレベルとの関係を定量化する必要がある。また、有効と判断された場合でも、リスク制御策を導入することによってそこにかかるエネルギー消費量等の環境負荷、すなわち広範な環境リスクが大幅に増加し、他の代替案を上回る可能性も考えられる。

本調査の目的は、廃木材の循環ルートとしての PB 製造に焦点を当て、そこにおけるヒト健康リスク及びリスク制御策を同定すると同時に、廃木材利用による環境負荷低減効果を定量化し、さらに、リスク制御策の導入による環境負荷の増減より、ヒト健康リスクと環境リスクとの関係を検討することである。

そこで、廃木材を原料とした PB 製造プロセスを対象に、

- 1) 労働者曝露量解析（リスク解析）によるヒト健康リスク及びリスク制御策の同定
- 2) ライフサイクルイベントリ分析による廃木材利用に伴う環境負荷低減効果の定量化
- 3) ヒト健康リスクに対するリスク制御策導入と環境リスクとの関係の検討

を行った。

3.6.3.2. 評価の概要

3.6.3.2.1. システム境界及び機能単位

本研究では、図 3.6.3-1 に示すとおり、リスク解析については、PB 製造プロセス（工場屋内・屋外作業）における各種化学物質曝露による労働者個人の健康影響を対象とし、ライフサイクルイベントリ分析のシステム境界は家屋の解体から PB の焼却処分までとした。また、図 3.6.3-2 に示すプロセスを対象とした。石炭及び軽油、C 重油、接着剤などについては採掘や製油、製造までの環境負荷は考慮に入れず、PB 製造プロセス等についても、施設の建造は考慮にいれず、通常運転・操業時における環境負荷としてイベントリ分析を行っている。ライフサイクルイベントリ分析の機能単位は PB1 m³ 製造とした。

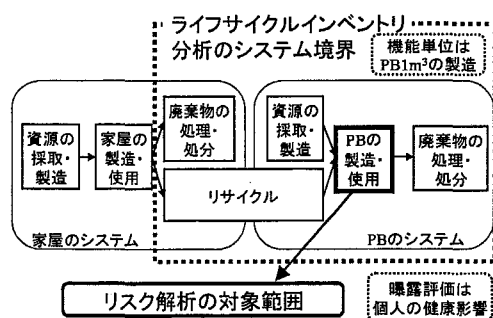


Fig. 3.6.3-1 解析の対象範囲

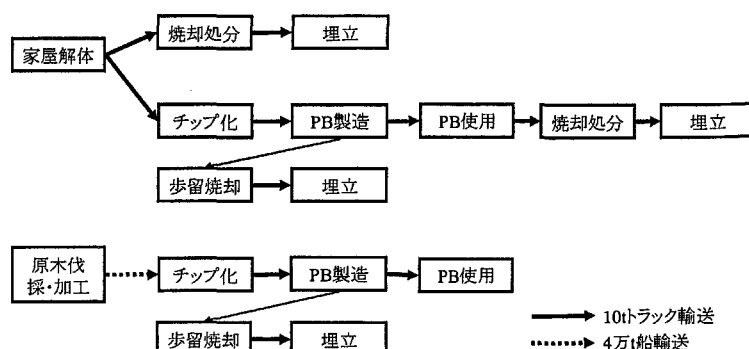


Fig. 3.6.3-2 対象とするプロセス

3.6.3.2.2. シナリオ設定

設定した8つのシナリオを表 3.6.3-1 及び図 3.6.3-3 に示す。本研究では、PB の原料として家屋の解体材を想定しており、CCA、PCP、クレオソートからなる薬剤で高レベルに薬剤処理された廃木材（以降、高レベル処理廃木材）と薬剤で処理されていない廃木材（以降、未処理廃木材）の混合廃材が原料として流入し、それを分別して PB 原料とすると想定した。木材の PCP 処理については、高レベル処理以外に、一時的な防カビ・殺菌処理目的での低レベル（殺菌レベル）処理に多用されていたと考えられ（3.2.3.5 参照）、2 パターンの廃木材原料の流入を設定した。分別については、

- 1) 未処理廃木材と高レベル処理廃木材とを完全に分別する未処理レベルパターン
- 2) ドイツレベル（ドイツ廃木材条例における木材製品製造用チップに対する基準値；表 3.6.3-2[6]参照）をクリアするレベルへ分別するドイツレベルパターン
- 3) 未分別パターン

の3パターンを設定した。分別後、PB原料として、

- 1) 高レベル処理廃木材を利用するシナリオ 1, 2
- 2) 未処理廃木材やドイツレベルチップを利用するシナリオ 3~6
- 3) 混合廃材を利用するシナリオ 7
- 4) 廃木材を利用しないシナリオ 8

を想定した。いずれも、焼却処分した廃木材分のPB製造を新材によるPB製造で補うものとする。

これらのシナリオについては、シナリオ7が廃木材を利用したPB製造の現状に最も近いと考えられる。一方、シナリオ1, 2については、薬剤成分を生かす用途として考えており、またシナリオ3~6については、リスク制御策としての分別を組み込んだリサイクリングシステムを想定している。ただし、現段階では上記レベルに分別するための手法や技術は確立されておらず、そのため分別プロセスに係る環境負荷を設定していないことに注意が必要である。

Table 3.6.3-1 シナリオの設定

Scenario	1	2	3	4	5	6	7	8
	高レベル処理廃木材 利用シナリオ		分別材利用シナリオ				未分別材 利用 シナリオ	廃木材 未利用 シナリオ
原料中 PCP	高レベル	殺菌レベル	高レベル	高レベル	殺菌レベル	殺菌レベル	高レベル	高レベル
分別レベル	未処理	未処理	未処理	ドイツレベル	未処理	ドイツレベル	未分別	未分別
廃木材由来 PB原料	高レベル処理 廃木材		未処理 廃木材	ドイツレベル チップ	未処理 廃木材	ドイツレベル チップ	混合廃材	-

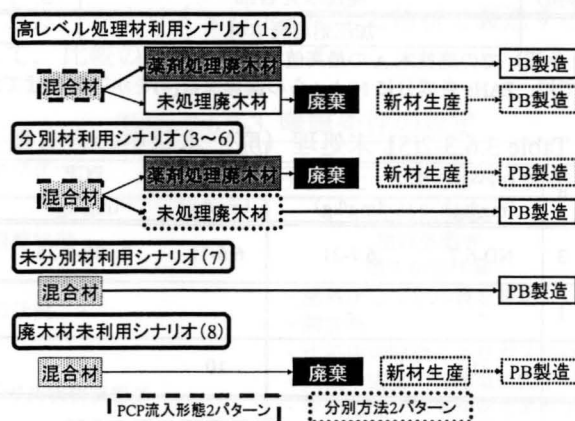


Fig. 3.6.3-3 シナリオの概要

3.6.3.2.3. 廃木材の設定

廃木材の濃度については、廃木材からのPB製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査（3.6.2 参照）、自治体に持ち込まれた家屋解体柱等の性状調査（3.2.3.5 参照）、市販廃枕木の性状調査（3.4.2 参照）の実測データ及び文献値¹⁻³⁾をもとに、表 3.6.3-2 に示す通りに設定した。なお、参考のため、先述のドイツレベルを表 3.6.3-2[6]混合廃材中濃度に併記した。

Table 3.6.3-2[1] 高レベル CCA 処理廃木材中の含有量

出所	分類	n	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
廃木材発生動態調査（3.2.3.5 参照）	CCA 加圧処理廃木材	6	340-820	750-1,300	340-550
設定値 *1	CCA 加圧処理廃木材	6	460	1,050	430

*1：廃木材発生動態調査（3.2.3.5 参照）において自治体に持ち込まれた CCA 加圧処理廃木材 6 検体の平均値を用いた。

Table 3.6.3-2[2] 高レベル PCP 処理廃木材中の含有量

出所	レベル/分類	n	PCP (mg/kg)	PCDD/DFs (ng-TEQ/kg)
牧場周辺施設の木質建材(1)	高	7	1,600-8,500	27,000-310,000
市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照)	廃枕木 A 各部	3	250-280	22,000-35,000
設定値 *1	表面～加圧注入処理木材	-	280	35,000

*1：市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照) の廃枕木 A 各部 3 検体の最高値を用いた。

Table 3.6.3-2[3] 殺菌レベル PCP 処理木材中の含有量

出所	レベル/分類	n	PCP (mg/kg)	PCDD/DFs (ng-TEQ/kg)	PCP の 推定処理方法
牧場周辺施設の木質建材(1)	低	12	2.5-82	16-2,400	乾燥前木材防カビ処理
廃木材発生動態調査 (3.2.3.5 参照)	CCA 加圧処理廃木材	6	3.1	6.8	防カビ処理
	クレオソート処理廃木材	3	0.088	18-29	防カビ処理 (CPs による)
市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照)	廃枕木 B (表層部)	1	0.64	30	防カビ処理又は未処理
廃木材チップ (1999 年採取) (2)	パルプ用チップ	1	1.1	-	防カビ処理又は未処理
	燃料用チップ	1	2	-	防カビ処理又は未処理
	ボード用チップ	2	3.2-20	-	防カビ処理
設定値 *1	PCP 殺菌処理廃木材	-	3.1 *1	390 *2	防カビ処理

*1：廃木材発生動態調査 (3.2.3.5 参照) において自治体に持ち込まれた防カビ・殺菌処理を施されたと思われる CCA 加圧処理廃木材混合試料の測定値を用いた。

*2：PCDD/DFs の濃度は PCP 濃度に比例するとし、表 3.6.3-2[2] の比と本表の PCP 濃度設定値とから求めた。

Table 3.6.3-2[4] 高レベルクレオソート処理廃木材中の含有量

出所	レベル/分類	n	PAHs (mg/kg)	PAHs (mg-BaPTEQ/kg)
廃木材発生動態調査 (3.2.3.5 参照)	クレオソート処理廃木材 (有機系)	3	7.8-11	-
市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照)	廃枕木 A 各部	3	410-510	-
設定値 *1	加圧処理廃木材	-	510	140 *2

*1：市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照) での廃枕木 A の最高値を用いた。

*2：PAHs の BaP 換算濃度については、PAHs 各成分に Nisbet らの換算係数(4)をかけあわせて求めた。

Table 3.6.3-2[5] 未処理 (廃) 木材中の含有量

出所	分類	n	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDD/DFs (ng-TEQ/kg)	PAHs (mg/kg)
廃木材発生動態調査 (3.2.3.5 参照)	未処理 廃木材	3	ND-6.7	6.7-21	6.6-11	0.035-0.35	2.3-7.4	0.32-2.7
市販廃枕木の性状調査 (3.4.2 参照)	未処理 新材	1	-	-	-	-	0.18	3.7-6.3 (2 検体)
PB 製造における調査 (3.6.2 参照) *1	新材 チップ	1	<1	1.4	10	0.23	-	1.2
設定値 *1	新材 チップ	-	0.5 *2	1.1 *3	0.47 *3	0.23	29 *4	1.2 0.33 BaPTEQ *5

*1：基本的には、PB 製造における調査 (3.6.2 参照) での新材チップ中の濃度を用いた。

*2：As の濃度については、PB 製造における調査 (3.6.2 参照) での新材チップ中の検出下限値の 1/2 の値を採用した。

*3：Cr 及び Cu の濃度については表 3.6.3-2[1] に示した処理材中の CCA 成分の比率に等しいとし、As の設定値から算出した。

*4：PCDD/DFs の濃度は PCP 濃度に比例するとし、表 3.6.3-2[2] の比と本表の PCP 濃度設定値とから求めた。

*5：PAHs の BaP 換算濃度については、PAHs 各成分の比率が表 3.6.3-2[4] と同じと仮定し、PAHs 濃度の設定値から求めた。

Table 3.6.3-2[6] 混合廃材中の含有量及びドイツにおける木材製品製造用廃木材チップ中基準値

出所	分類	n	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDD/DFs (ng-TEQ/kg)	PAHs (mg/kg)
PB 製造における調査 (3.6.2 参照)	古材チップ	5	<1-1.1	2.6-13	5.4-15	0.7-15	-	0.66-31
廃木材破碎チップ化 施設実態調査(3)	ボード用チップ	8	0.96	6.1	8.1	0.8 (9 検体)	-	-
ドイツ基準値	木材製品製造用 廃木材チップ	-	2	30	20	3	-	-
設定値 *1	古材チップ	5	12 *2	27 *2	11	7.6	960 *3	9.3 2.6BaP *4

*1:基本的には、PB 製造における調査 (3.6.2 参照) での PB の原料となる古材チップ 5 検体中の平均濃度を用いた。

*2: As 及び Cr の濃度については処理材中の CCA 成分の比率に等しいとし、Cu の設定値から算出した。

*3: PCDD/DFs の濃度は PCP 濃度に比例するとし、表 3.6.3-2[2]の比と本表の PCP 濃度設定値とから求めた。

*4: PAHs の BaP 換算濃度については、PAHs 各成分の比率が表 3.6.3-2[4]と同じと仮定し、PAHs 濃度の設定値から求めた。

3.6.3.2.4.曝露量評価

表 3.6.3-3 に示す二つの職業曝露条件を設定し、

- 1) 屋外チップ化作業に従事する労働者
- 2) 屋内 PB 製造作業に従事する労働者

の曝露量を評価した。曝露媒体中濃度の設定は、ガス状物質曝露については、廃木材からの PB 製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査 (3.6.2 参照) の屋内外において採取した周辺大気中実測濃度を用いた。粒子状物質曝露については、大気中濃度に関係なく、浮遊している粉塵が吸入性粉塵の許容濃度 ($1\text{mg}/\text{m}^3$) に等しいと仮定した。そして、浮遊している粉塵中各種化学物質濃度は、廃木材由来 PB (原料) 中濃度に等しいものとした。

なお、今回のライフサイクルインベントリ分析においては木材中濃度設定の都合上、ドイツレベル材に関して、As 設定値がドイツレベルを超過した濃度としているが、リスクアセスメントにおいては超過しないレベルも設定し、前者をドイツレベル (CCA 緩)、後者をドイツレベル (CCA 厳) のように表記した。また、シナリオ 8 は PB を全て新材で製造するという想定であるが、バックグラウンド曝露として、比較のために算出した。

Table 3.6.3-3 曝露条件の設定

曝露ファクター			Scenario-1 チップ化 (中間処理・PB 製造)	Scenario-2 PB 製造 (成形)
作業・曝露状況			短時間曝露 屋外労働者 穏やかな作業	長時間曝露 大人 軽作業
空間の状況			・屋外チップ化作業を想定 ・開放系	・工場屋内作業を想定
曝露経路	ガス状物質曝露		・作業中の呼吸によりガス状物質吸入 ・大気中濃度の実測値は粒子状物質を含まないと想定 ・中間処理では未測定であり PB 製造 (チップ化) の値と同じと想定	
	粒子状物質曝露 (鋸屑吸入の想定)		・作業中の呼吸により鋸屑吸入 ・大気中濃度に関係なく、浮遊している粉塵が許容濃度と想定 ・吸入したときの健康影響が多いとされる吸入性粉塵の許容濃度 ($1\text{mg}/\text{m}^3$)	
ヒトの 媒体摂取量の 設定に必要	曝露時間: ET	(hr/day)	6.0	6.0
	呼吸量: Q	(m^3/hr)	1.5 *1	1.0 *1
	対応呼吸量	(m^3/day)	9.0	6.0
	粒子状物質吸入量	(kg/day)	0.000009	0.000006
平均曝露量 等の算出に 必要	曝露頻度: EF	(day/yr)	250	
	曝露期間: ED	(yr)	20 *2	
	体重: BW	(kg)	70 *1	
	平均時間: AT (非発癌)	(day)	ED (year) \times 365 (day/year) = 7,300	
	(発癌)	(day)	70 (year) \times 365 (day/year) = 25,550	
	体重当たり平均曝露量		(曝露日の曝露量 \times EF/BW) \times (ED/AT)	

*1: 日本理科年表(5)の値を用いた。

*2: 日本ダイオキシン類評価(6)のデフォルト値を用いた。

3.6.3.2.5.ライフサイクルインベントリ分析で対象とした環境負荷・インベントリ項目

今回対象とした環境負荷項目は、インプットとして石炭、LNG、原油、電力、軽油、C重油、新材の各種資源・エネルギー、アウトプットとして地球温暖化ガス(CO₂, CH₄)、酸性化ガス(SO_x, NO_x)、重金属類(Cr, Cu, As)、PCP、PCDD/DFs及びUSEPA指定16種PAHsの各化学物質である。CO₂については、化石燃料等起源とバイオマス起源(木材由来)とに分割した。各種インベントリ項目の設定においては、廃木材からのPB製造プロセスにおける木材保存剤の挙動調査(3.6.2参照)における実測データ及び一般的なデータベースを参考にした(表3.6.3-4)。

表 3.6.3-4[1] 各資源の発熱量原単位

資源	値	単位	出典
石炭(設定値)	6,200	kcal/kg	(7)
LNG(設定値)	5,530	kcal/L	(7)
電力(設定値)	2,250	kcal/kWh	(7)
原油(設定値)	9,250	kcal/L	(7)
軽油(設定値)	9,200	kcal/L	(7)
C重油(設定値)	9,800	kcal/L	(7)

表 3.6.3-4[2] 排出原単位(石炭)

排出物質	値	単位	出典
CO ₂ (設定値)	2.2506	kg-CO ₂ /kg-石炭	(7)
SO _x (設定値)	0.012028	kg-SO _x /kg-石炭	(7)
NO _x (設定値)	0.003013	kg-NO _x /kg-石炭	(7)

表 3.6.3-4[3] 排出原単位(LNG)

排出物質	値	単位	出典・算出方法
CO ₂	2.453	kg-CO ₂ /m ³ -LNG	(8)
CO ₂	2.79	kg-CO ₂ /kg-LNG	(9)
CO ₂ (設定値)	2.79	kg-CO ₂ /kg-LNG	-
SO _x (設定値)	0	kg-SO _x /kg-LNG	*1
NO _x (設定値)	0.000904	kg-NO _x /kg-LNG	*1

*1: LNGのSO_x, NO_x排出原単位は東京ガスの調査(10)により、SO_xは排出されず、NO_xは石炭と比較して70%削減されることから計算した。

表 3.6.3-4[4] 排出原単位(原油)

排出物質	値	単位	出典・算出方法
CO ₂	2.649167	kg-CO ₂ /L-原油	(11)
CO ₂	2.65	kg-CO ₂ /L-原油	(9)
CO ₂ (設定値)	2.65	kg-CO ₂ /L-原油	-
SO _x (設定値)	0.00842	kg-SO _x /L-原油	*1
NO _x (設定値)	0.002109	kg-NO _x /L-原油	*1

*1: 原油のSO_x, NO_x排出原単位は東京ガスの調査(10)により、石炭と比較して30%削減されることから計算した。

表 3.6.3-4[5] CO₂排出原単位(軽油)

排出物質	値	単位	出典
CO ₂	3.186355	kg-CO ₂ /kg-軽油	(7)
	2.6444	kg-CO ₂ /L-軽油	(11)
	2.64	kg-CO ₂ /L-軽油	(9)
CO ₂ (設定値)	2.64	kg-CO ₂ /L-軽油	-
SO _x (設定値)	0.007649114	kg-SO _x /kg-軽油	(7)
NO _x (設定値)	0.00279359	kg-NO _x /kg-軽油	(7)

表 3.6.3-4[6] 排出原単位（電力）

排出物質	値	単位	出典
CO ₂	0.3795	kg-CO ₂ /kWh	(7)
CO ₂	0.425	kg-CO ₂ /kWh	(11)
CO ₂	0.357	kg-CO ₂ /kWh	(9)
CO ₂ （設定値）	0.357	kg-CO ₂ /kWh	-
SO _x	0.000225	kg-SO _x /kWh	(7)
SO _x	0.00023	kg-SO _x /kWh	(13)
SO _x （設定値）	0.000225	kg-SO _x /kWh	-
NO _x	0.00027	kg-NO _x /kWh	(7)
NO _x	0.00028	kg-NO _x /kWh	(13)
NO _x （設定値）	0.00027	kg-NO _x /kWh	-

表 3.6.3-4[7] 排出原単位（C 重油）

排出物質	値	単位	出典
CO ₂	3.219437751	kg-CO ₂ /kg-C重油	(7)
CO ₂	2.96	kg-CO ₂ /L-C重油	(9)
CO ₂ （設定値）	2.96	kg-CO ₂ /L-C重油	-
SO _x （設定値）	0.010304491	kg-SO _x /kg-C重油	(7)
NO _x （設定値）	0.002704929	kg-NO _x /kg-C重油	(7)

表 3.6.3-4[8] 歩留まりの算出

	値	単位	出典・算出方法
PBの完成前の厚さ	1.61	cm	PB製造における調査（3.6.2参照）での実測値
PB製品の厚さ	1.49	cm	PB製造における調査（3.6.2参照）での実測値
歩留まり（設定値）	0.925465839		（PB製品の厚さ）／（PB製品完成前の厚さ）より算出。加工途中でロスされる分は燃料として熱回収される。

表 3.6.3-4[9] PB の密度

	値	単位	出典
PBの密度	0.787755	g/cm ³	PB製造における調査（3.6.2参照）での実測値
	0.7	g/cm ³	カタログ値
	0.64538	g/cm ³	(14)
PBの密度（設定値）	0.787755	g/cm ³	-

表 3.6.3-4[10] 接着剤消費原単位

	値	単位	出典
接着剤（設定値）	0.09	kg-接着剤/kg-木材	PB製造における調査（3.6.2参照）でのヒアリング値

表 3.6.3-4[11] 解体工事における資源消費量（床面積当たり）

使用資源	値	単位	出典・算出方法
石炭（設定値）	0.20	kg/m ²	(15)*1
LNG（設定値）	0.15	kg/m ²	(15)*1
原油（設定値）	2.05	L/m ²	(15)*1

*1: 家屋解体工事における家屋の延床面積あたりの化石燃料消費量として報告された7事例の平均値を用いた。

表 3.6.3-4[12] 家屋解体方法による比重の相違

方法	値	単位	出典
機械＋手壊し解体（設定値）	327.63	kg/m ³	(16)
機械解体（ミンチ解体）（設定値）	133.5	kg/m ³	(16)

表 3.6.3-4[13] 輸送距離と利用手段の設定

輸送プロセス	利用手段	輸送距離 (km)	出典
輸送1			
解体現場から焼却施設までの輸送	10tトラック	10	(14)
チップ生産工場からPB製造工場までの輸送	10tトラック	10	(14)
廃PBの焼却施設までの輸送	10tトラック	10	(14)
輸送2			
解体現場からチップ生産工場までの輸送	10tトラック	30	(14)
焼却施設から埋立処分場までの輸送	10tトラック	30	(14)
PB商品の流通	10tトラック	30	(14)
輸送3			
南洋材の輸入	4万t船	5,000	(17)

表 3.6.3-4[14] 10tトラックおよび4万t船の燃料消費

	値	単位	出典
10tトラック（設定値）	47.42285714	kg-軽油/200km	(17)
4万t船（設定値）	846757.3782	kg-C重油/6912km	(17)

表 3.6.3-4[15] 輸送原単位の設定

輸送物	木材	PB	木材
輸送手段	10tトラック	10tトラック	4万t船
輸送物密度(kg/m ³)	500	787.755	500
積載率(%)	90%（本研究で設定）		95%（本研究で設定）
積載量(kg)	9000		38000000
燃料比重(kg/L)	0.84（軽油）		0.89（C重油）
1m ³ , 1km 輸送あたりの燃料消費(L)	0.015682162（軽油）	0.024707403（軽油）	0.001811138（C重油）

表 3.6.3-4[16] 木くず焼却処理量当たりの軽油使用量

	単位	出典
10	L/t-木材	(14)

表 3.6.3-4[17] 木材の元素組成

	元素	値	単位	出典
元素組成 文献の報告値	C	49.6	%	(18)
	S	0.1	%	(18)
	N	0.2	%	(18)
	C	47.5	%	(18)
	S	0	%	(18)
	N	0.4	%	(18)
（設定値）	C	49.6	%	-
	S	0.1	%	
	N	0.2	%	

表 3.6.3-4[18] 焼却による減量率

値	単位	出典
90	%	本研究で設定した

表 3.6.3-4[19] 埋立処分におけるエネルギー使用量

使用資源	値	単位	出典・設定方法
文献値	電力	0.004577	kWh/kg-処分量
	軽油	0.001426	L/kg-処分量
	電力	0.008065	kWh/kg-処分量
	軽油	0.000823	L/kg-処分量
設定値	電力	0.006321	kWh/kg-処分量
	軽油	0.001124	L/kg-処分量

*1: 文献で報告された値の平均を用いた。

表 3.6.3-4[20] 埋立処分時のメタン排出原単位

値	単位	出典
0.1448	kg-CH ₄ /kg-乾物重量	(11)

表 3.6.3-4[21] CCA 成分の排ガスへの移行率(1)

対象物質	値	単位	出典
As	50	%	(21)
	0.0517	%	(22)
Cr	10	%	(21)
	0.0227	%	(22)
	0.01	%	(23)
Cu	10	%	(21)
	0.006	%	(22)
	0.01	%	(23)

表 3.6.3-4[22] CCA 成分の排ガスへの移行率(2)

実験試料	燃焼温度(K)	対象物質	値	単位	出典・詳細
A JIS規格(JIS K 1554 1985)の2号のCCA薬剤で減圧-加圧法で処理されたスギ材	873	As	56	%	(24) *CCA処理を行った後1年以上気乾した木材を8~12mm角に切り出したものを試料とし、各燃焼温度で、空気中において燃焼させた。
		Cr	19	%	
		Cu	22	%	
	1073	As	63	%	
		Cr	19	%	
		Cu	33	%	
	1273	As	89	%	
		Cr	17	%	
		Cu	50	%	
B JIS規格(JIS K 1554 1985)の3号のCCA薬剤で減圧-加圧法で処理されたスギ材	873	As	20	%	
		Cr	0	%	
		Cu	1	%	
	1073	As	21	%	
		Cr	0	%	
		Cu	0	%	
	1273	As	68	%	
		Cr	0	%	
		Cu	9	%	

表 3.6.3-4[23] CCA 成分の排ガスへの移行率(3)

実験試料	実験条件		対象物質	値	単位	出典
	燃焼温度(K)	空気比				
廃木材 (CCA系)	1173	1.5	As	2.6	%	当研究室で行った 燃焼実験
			Cr	0.1	%	
			Cu	0.8	%	
			As	18.3	%	
			Cr	1.0	%	
			Cu	0.6	%	
木材 (Cu-B) 系	873	7.0	As	13.6	%	
			Cr	2.4	%	
			Cu	5.5	%	

表 3.6.3-4[24] CCA 成分の排ガスへの移行率設定値

移行率	対象物質	値	単位	設定方法
高	As	60	%	*1
	Cr	20	%	*1
	Cu	25	%	*1
低	As	15	%	*2
	Cr	1.0	%	*2
	Cu	3.0	%	*2

*1: 表 3.6.3-4[21]～[23]において安全サイドの値を設定した。

*2: 制御条件における値を設定した。

表 3.6.3-4[25] 有機塩素系及びクレオソート薬剤成分の排ガスへの移行率

実験試料	実験条件		対象物質	値		単位	出典
	燃烧温度(K)	空气比		二次燃烧炉出口	吸着塔		
廃木材 (CCA系)	1173	1.5	PCDD/DFs	1.45	0.03	%	当研究室で行った 燃烧実験結果
			PCDD/DFs-TEQ	6.11	0.43	%	
			PCP	0.02	0	%	
			PAHs	9.34	5.98	%	
			PAHs-BaPTEQ	9.34	4.27	%	
			PCDD/DFs	0.29	0.03	%	
			PCDD/DFs-TEQ	3.81	0.02	%	
			PCP	0.04	0.01	%	
			PAHs	6.35	3.74	%	
			PAHs-BaPTEQ	5.63	13.97	%	
設定値*1			PCDD/DFs	0.87	0.03	%	-
			PCDD/DFs-TEQ	5	0.23	%	
			PCP	0.03	0.005	%	
			PAHs	7.8	4.9	%	
			PAHs-BaPTEQ	7.5	8.6	%	

*1: 2 データの二次燃焼炉出口の平均値を用いた。

表 3.6.3-4[26] 有機塩素系及びクレオソート薬剤成分の焼却残渣への移行率

実験試料	実験条件		対象物質	値	単位	出典
	燃焼温度(K)	空気比				
廃木材 (CCA系)	1173	1.5	PCDD/DFs	8.21	%	当研究室で行った燃焼実験結果
			PCDD/DFs-TEQ	67.2	%	
			PCP	0.01	%	
			PAHs	24.06	%	
			PAHs-BaPTEQ	141.91	%	
			PCDD/DFs	3.56	%	
			PCDD/DFs-TEQ	20.16	%	
			PCP	0	%	
			PAHs	21.77	%	
			PAHs-BaPTEQ	87.71	%	
設定値*1			PCDD/DFs	5.9	%	-
			PCDD/DFs-TEQ	44	%	
			PCP	0.005	%	
			PAHs	23	%	
			PAHs-BaPTEQ	115	%	

*1: 2 データの平均値を用いた。

表 3.6.3-4[27] 原木伐採に要する軽油消費原単位

燃料	値	単位	出典
軽油	0.004440415	L-軽油/kg-木材	(25)

表 3.6.3-4[28] 原木の加工に要するエネルギー

消費エネルギー	加工工程	値	単位	出典
電力*1	剥皮	0.0222	kWh/kg-木材	(26)
	製材	0.0611	kWh/kg-木材	(26)
	人工乾燥	0.0556	kWh/kg-木材	(26)
C重油	人工乾燥	0.016576067	L-C重油/kg-木材	(26)

*1: 火力電力の熱効率を 33%と仮定した。

表 3.6.3-4[29] チップ化に要する消費電力原単位

消費エネルギー	値	単位	出典
電力	0.0830721	kWh-電力/kg-木材	(7)

表 3.6.3-4[30] PB 製造時の資源消費原単位

使用資源	値	単位	出典・算出方法
電力	0.296333	kWh-電力/kg-PB	PB製造における調査（3.6.2参照）でのヒアリング値（年間エネルギー使用量及びPB製造量）より算出
C重油	0.02132	L-C重油/kg-PB	

表 3.6.3-4[31] PB 製造時の二酸化炭素排出量の比較

排出物質	値	単位	出典・算出方法
CO2	172	kg-CO2/t-PB	PB製造における調査（3.6.2参照）でのヒアリング値（年間二酸化炭素排出量及びPB製造量）より算出
CO2	1130	kg-CO2/t-PB	

3.6.3.3.評価結果及び考察

3.6.3.3.1.リスク評価

表 3.6.3-5 に曝露量評価結果を示し、参照値として一般的摂取量または推定最高摂取量、RfD 及び VSD の定められているものに関しては、それらを右欄に示した。いずれの物質も同様の傾向であり、図 3.6.3-4 に示した屋内作業者の曝露した日の PCP 曝露量を参考に、考察する。

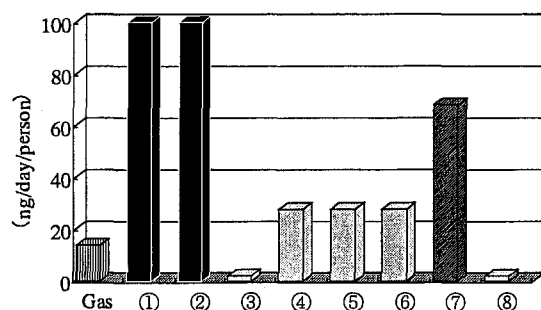


Fig. 3.6.3-4 屋内作業者の曝露日の PCP 曝露量

まず、ガス状物質曝露量 (Gas と表記) は、PCDD/DFs が一般的な経気道摂取量を 1~2 オーダー上回るレベル、屋内作業の PAHs が一般的な経気道摂取量を 2 オーダー上回るレベルとなった。しかし、発癌・非発癌の平均曝露量は RfD 及び VSD に比べると低レベルであった。一方、粒子状物質由来曝露量は、高レベル処理廃木材利用シナリオ (1, 2) では一般的摂取量を大きく上回っただけでなく、例えばシナリオ 1 での PCP 平均曝露量 (屋外: 2.8ng/day/bw-kg, 屋内: 1.8ng/day/bw-kg) は発癌性の基準値 (経口曝露の VSD: 9.5 ng/day/bw-kg) と同じレベルであり、原料として薬剤処理廃木材のみを扱う場合には十分に注意を要すると考えられた。また、未分別材利用シナリオ (7) では、混合廃材中の化学物質濃度によっては今回の算出値より高濃度に曝露する可能性があり、発癌・非発癌の基準値をも上回る可能性が考えられた。これらより、保護マスク等の着用により作業中のガス状・粒子状物質曝露を避けると同時に、なんらかの原料選択の必要性が示唆された。

原料流入形態については、混合廃材が PCP 殺菌処理されていた場合 (3)、高レベル処理の場合 (5) に比べて曝露量が 1 オーダー高くなり、リスクレベルが変動することがわかった。これより、個々の薬剤種や用途により異なる流入動態に対して、リスクレベルと許容値の設定によりリスク制御策を検討することが必要と考えられた。

分別レベルの違いについては、ドイツレベルでの曝露量は、今回のような最悪の曝露シナリオでも各種基準値を上回ることとはなく、かなり安全サイドの基準値と考えられた。

3.6.3.3.2.ライフサイクルインベントリ分析結果のシナリオ間比較

資源・エネルギー消費量及び各種化学物質排出量をシナリオ間で比較するため、図 3.6.3-5[1]~[3] に各シナリオのインベントリ分析結果を示した。図表中ではシナリオ 1~8 をそれぞれ①~⑧で表記している。また、家屋解体から PB 使用までのプロセスと、それ以降の廃棄プロセスとの寄与がわかるように分けて示した。

《資源・エネルギー消費量及び CO₂, SO_x, NO_x, CH₄ 排出量》

石炭、LNG 及び原油は家屋解体時にしか使用しないと設定しており、全シナリオで等値となった。その他の結果は、概して分別材利用シナリオ (3~6) の負荷が小さく、高レベル処理廃木材利用シナリオ (1, 2) や廃木材未利用シナリオ (8) の負荷が大きくなった。この結果を、代表的な環境負荷指標である CO₂ 排出量で考察する。

まず、いずれのシナリオにおいてもバイオマス由来 (b-CO₂) の寄与が大きく、特に PB 廃棄での b-CO₂ 排出量が相当量であることがわかる。これより、PB の長期利用や素材リサイクリングで焼却を回避することによる CO₂ 排出量低減効果が示唆されるが、自然の炭素循環システムの中での考察も進めることが必要だろう。また、PB 使用までのプロセスでの CO₂ 排出量は、高レベル処理廃木材利用シナリオ (1, 2) や廃木材未利用シナリオ (8) の負荷が他のシナリオの約 4 倍となったが、これは、新材の輸送に係る C 重油消費量及び原木加工に係る C 重油、電力消費量が多いためである。

以上のように、分別材利用シナリオ（3～6）及び未分別材利用シナリオ（7）では、他に比べて全木材焼却量が少なく、また新材原料の調達に係るエネルギーも少ないため CO₂ 排出量も少なくなった。ここでは、分別に係る環境負荷を考慮していないため、廃木材未利用シナリオ（8）との差が、リスク制御策を伴った廃木材利用において、分別技術に投資できる環境負荷容量と考えることもできる。

《木材保存剤由来物質排出量》

概して分別材利用シナリオ（3～6）及び未分別材利用シナリオ（7）の負荷が小さく、高レベル処理廃木材利用シナリオ（1, 2）や廃木材未利用シナリオ（8）の負荷が大きくなった。総排出量は、焼却する木材中薬剤成分総量及び排ガスへの移行率より算出されるが、今回の設定では排ガスへ移行率の焼却プロセスによる違いはない（成分種による違いは考慮）と設定したため、総排出量の違いは木材中薬剤成分総量、すなわち新材投入による増加分に依存している。プロセスによる寄与の違いを見ると、高レベル処理廃木材利用シナリオ（1, 2）及び未分別材利用シナリオ（7）では、PB 廃棄プロセスが約 90% を占めていることが分かる。これは、薬剤処理廃木材が PB 原料として利用され、PB 廃棄プロセスにおいて薬剤成分が排出されるためである。一方、他のシナリオでは分別した薬剤処理廃木材の焼却処分が PB 製造プロセスの一部と見なされているため、PB 使用までのプロセスの寄与が大きくなっている。

分別材利用シナリオ（3～6）については、CCA では分別レベル、PCP 及び PCDD/DFs では PCP 流入形態及び分別レベルによって、排出されるプロセスの寄与が変動していることがわかる。一方、16-PAHs の排出量は、クレオソート処理廃木材の分別は色などにより比較的簡易にできると想定し、混入の有無の設定しかしていないため、プロセスの配分は一定となった。

なお、本研究では、廃木材・PB の焼却処分時および PB 製造における歩留まり分焼却時の As, Cr, Cu の排ガス移行率をそれぞれ 60%, 20%, 25% として計算を行ったが、感度解析として、廃木材・PB の焼却処分が制御条件下で行われるものと想定し、排ガス移行率をそれぞれ 15%, 1.0%, 3.0% として重金属類の排出量の変化を見た。その結果、移行率を低くした場合、高く設定した場合と比較して全シナリオで As, Cr, Cu の排出量がそれぞれ約 75%, 95%, 86% 減少し、制御条件下での木材焼却処分が重金属類の排出量削減に大きく寄与することが分かった。また、歩留まり分焼却時の移行率は設定を変えていないため、未分別材利用シナリオ（7）における排出量が高レベル処理廃木材利用シナリオ（1, 2）に次いで多くなり、PB 製造プラントにおいて出てきた端材やダスト等をボイラー燃料等に用いる場合の排ガス処理システムの重要性が示唆された。

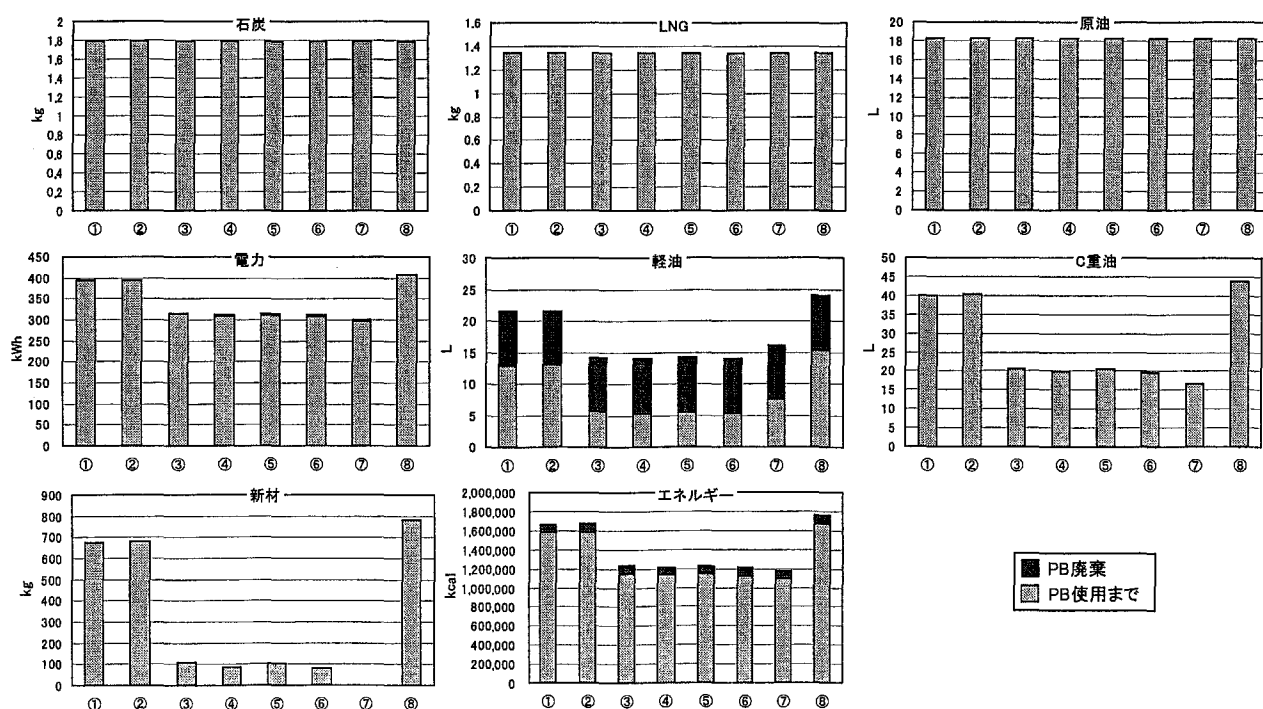


Fig. 3.6.3-5[1] 各シナリオにおける資源・エネルギー消費量

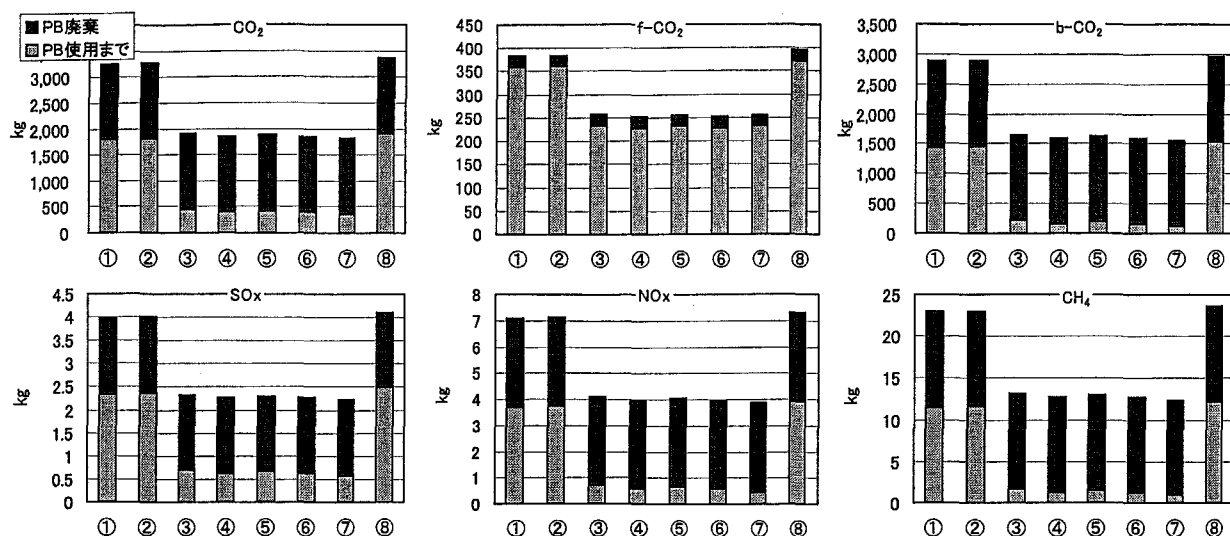


Fig. 3.6.3-5[2] 各シナリオにおける CO₂ 及び SO_x, NO_x, CH₄ 排出量
(f-CO₂: 燃料由来, b-CO₂: バイオマス由来, CO₂: 燃料由来+バイオマス由来)

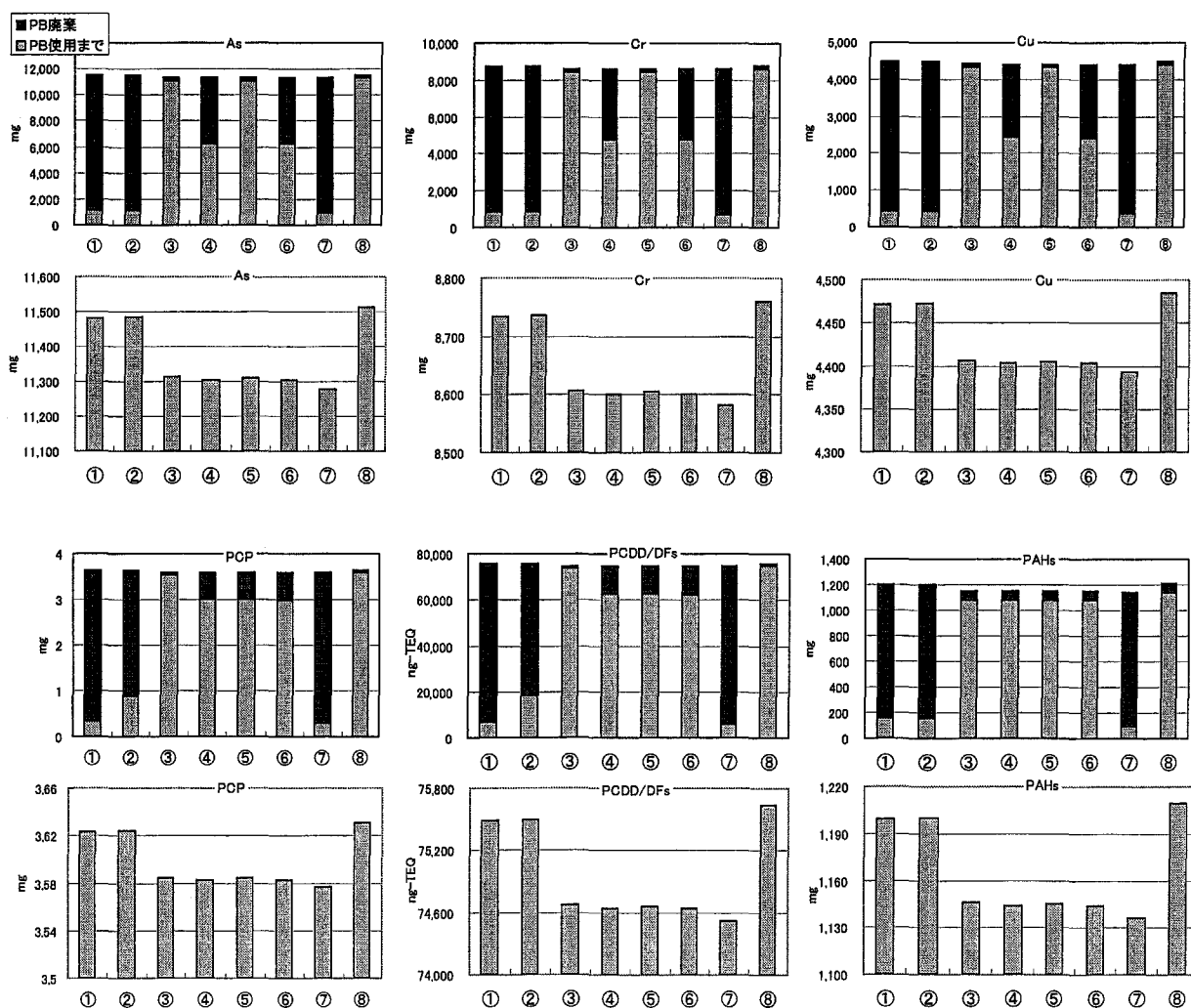


Fig. 3.6.3-5[3] 木材保存剤由来物質の排出量 (比較のため下段に y 軸を変えた図を提示)

3.6.3.3.ライフサイクルインベントリ分析結果のプロセス間比較

一連のプロセスにおけるエネルギー消費量（図 3.6.3-6）については、廃木材を用いず同量の新材を用いたシナリオ（8）において、新材生産に係るエネルギー消費量が解体に係るそれを 2.5 倍程度上回り、原料として新材を用いるよりも解体後の廃木材を用いる方が省資源のみならず省エネルギーであることがわかる。また、全シナリオで PB 製造プロセスに係るエネルギーが大きいことがわかり、製造プロセスにおける省エネ対策の検討及び他の再利用ルートとの比較が求められる。

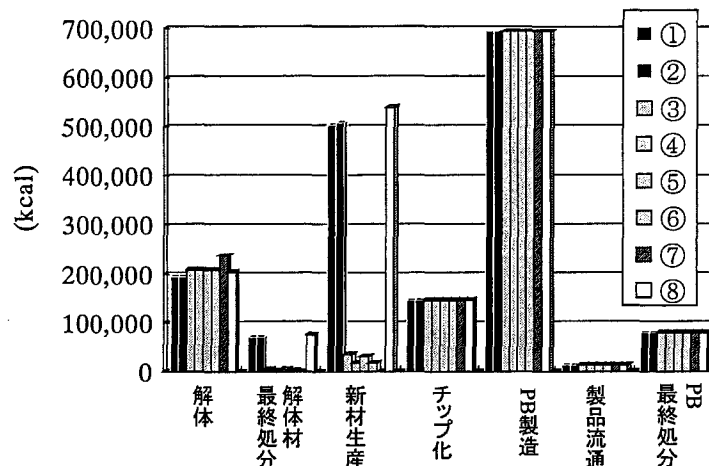


Fig. 3.6.3-6 各プロセスにおけるエネルギー消費量

3.6.3.3.4.ライフサイクルインベントリ分析・リスク評価結果の比較及び今後の課題

ライフサイクルインベントリ分析の結果では、CO₂排出量（図 3.6.3-5[2]）を初めとする各種環境負荷項目は、未分別材利用シナリオ（7）が他に比べて優位に評価された。一方、リスクアセスメントの結果では化学物質の曝露量が高レベル処理廃木材利用シナリオ（1，2）に次いで高くなった（図 3.6.3-4）。これは、異なるスケール及び手順で異なる種類のリスクを評価した場合に、必ずしも同一の評価にならないことを表している。今回の場合では、労働者の健康リスクと各種環境負荷項目によって表される環境リスクとの間にトレードオフ関係が生じることがわかり、労働者や消費者へのリスクを制御しつつ、環境負荷を低減できるシステムの構築に向けては、LCA やリスク評価を組み合わせ、許容可能なシステムを検討する必要があると考えられた。

今回の結果においては、環境負荷低減効果の観点からは廃木材を分別せずに再利用するシステムが評価されたが、労働環境の観点からは、ドイツレベルまで厳しくなくとも、ある程度の原料選択によりリスクを制御することが求められると考えられた。そのリスク制御策としての分別技術には、環境負荷の観点から許容できる環境負荷が設定できた。

今後、LCA 及びリスク評価の視点を組み合わせて検討を進めるためには、リスクやその制御策に係る知見（リスク制御技術に係る環境負荷やプロセスにおける潜在的リスク等）を得る必要があると考えられた。また、今回のライフサイクルインベントリ分析はインベントリ分析にとどまったが、影響評価まで進め、より具体的にリスクとの比較を試みる必要がある。

3.6.3.4.まとめ

廃木材の循環ルートとしての PB 製造に焦点を当て、そこにおけるヒト健康リスク及びリスク制御策を同定すると同時に、廃木材利用による環境負荷低減効果を定量化し、さらに、ヒト健康リスクと環境リスクとの関係を検討することを目的に、廃木材を原料とした PB 製造プロセスを対象として、1)労働者への曝露量解析（リスク解析）、2)ライフサイクルインベントリ分析を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- ・ PB 製造に関わる労働者への健康リスクについては、原料として薬剤処理廃木材のみを扱う場合には十分に注意を要すると考えられた。また、原料（混合廃材）から薬剤処理廃木材を分別せずに未分別材を利用する場合は、混合廃材中の化学物質濃度によっては、発癌・非発癌

の基準値をも上回る可能性が考えられ、保護マスク等の着用により作業中のガス状・粒子状物質曝露を避けると同時に、なんらかの原料選択の必要性が示唆された。その際、個々の薬剤種や用途により異なる流入動態に対して、リスクレベルからの許容値設定により、リスク制御策を検討することが必要だと考えられた。

- ・ 資源・エネルギー消費や地球温暖化ガス排出等の各種環境負荷については、原料から薬剤処理廃木材を一定程度分別した分別材を利用する場合や未分別材を利用する場合が、他に比べて全木材焼却量が少なく、また新材原料の調達に係るエネルギーも少ないため、各種環境負荷も少なくなった。また、廃木材を利用しない場合と、分別材を利用する場合との差より、分別技術に投資できる環境負荷容量が算出できると考えられた。
- ・ 木材保存剤由来物質の排出についても、上記環境負荷項目と同様の傾向となった。さらに、感度解析を行うことにより、制御条件下での木材焼却処分が重金属類の排出量削減に大きく寄与することが分かった。また、PB 製造プラントにおいて出てきた端材やダスト等をボイラー燃料等に用いる場合の排ガス処理システムの重要性が示唆された。
- ・ 各種環境負荷項目のプロセス間比較より、新材生産に係るエネルギー消費量が解体に係るそれを 2.5 倍程度上回り、原料として新材を用いるよりも解体後の廃木材を用いる方が省資源のみならず省エネルギーであることがわかった。また、全シナリオで PB 製造プロセスに係るエネルギーが大きいことがわかり、そこでの省エネルギー対策が重要だと考えられた。
- ・ 労働者の健康リスクと各種環境負荷項目によって表される環境リスクとの比較より、その間にトレードオフ関係が生じることがわかり、労働者や消費者へのリスクを制御しつつ、環境負荷を低減できるシステムの構築に向けては、LCA やリスク評価を組み合わせ、許容可能なシステムを検討する必要があると考えられた。

◆本小節に関連する原著論文及び学会発表

◇学会発表

浅利美鈴, 鈴木龍介, 高月紘, 酒井伸一: 廃木材を用いた建築部材 (PB) 製造プロセスにおける LCA 及びリスク評価, 第 14 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.459-461 (2003)

◇その他

高月紘, 渡辺信久, 水谷聡, 浅利美鈴, 鈴木龍介: 環境保全廃木材を用いた建築部材 (PB) 製造プロセスにおける LCA 及びリスク評価, 環境保全, Vol.18, pp.23-35 (2003)

第 3 章 6.3 節の参考文献

- 1) G. F. Fries, V. J. Feil, R. G. Zaylskie, K. M. Bialek, C. P. Rice: Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of pentachlorophenol, dioxins, and furans in wood and beef, *Environmental Pollutants*, Vol.116, pp.301-307 (2002)
- 2) 倉田泰人, 小野雄策: 建設廃木材中の化学物質 (第 1 報), 第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.414-416 (1999)
- 3) C. Nisbet, P. LaGoy: Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) *Regulatory, Toxicology and Pharmacology*, Vol.16, pp.290-300 (1992)
- 4) 渡辺洋一, 倉田泰人, 細見正明: 埼玉県における廃木材破碎チップ化施設実態調査, 第 13 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.473-475 (2002)
- 5) 国立天文台編: 生物部, pp.919-1033, 理科年表, 丸善株式会社, 東京 (2000)
- 6) 環境省: 土壌の含有量リスク評価検討会, 土壌の直接摂取によるリスク評価について <http://www.env.go.jp/water/report/h13-01/01.pdf> (2000)
- 7) 環境省: ライフサイクルインベントリー分析の手引き, 環境庁企画調整局環境研究技術課監修, 財団法人環境情報センター編 (1998)
- 8) 井村秀文: 建設の LCA, オーム社 (2001)
- 9) 環境省: 温室効果ガス排出量算定方法に関する検討結果 (2000)
- 10) 東京ガス: 天然ガスについて <http://www.tokyo-gas.co.jp>
- 11) 環境省: 二酸化炭素排出量調査報告書 (1992)
- 12) 環境省: 総排出量算定方法ガイドライン (1996)

- 13) 東京電力: SO_x 及び NO_x に関する指標 <http://www.tepco.co.jp/> (2000)
- 14) 橋本征二, 小原卓巳, 寺島泰; 解体木くずリサイクルの環境面からの評価, 土木学会論文集, No.643/VII-14, pp.37-48 (2000)
- 15) 長楽活周, 橋本征二, 松尾好恵, 河野雄一郎, 瀧澤雄一郎, 藤岡龍介, 古賀芳智: 民家再生による環境負荷・コストの削減効果, NPO 古材 BANK の会報告書 (2000)
- 16) 野崎智也: 戸建住宅の解体実態からみた解体材再利用阻害要因, 廃棄物学会誌, Vol.11, No.2, pp.117-125 (2000)
- 17) (社)プラスチック処理促進協会: プラスチック製品の使用量増加が地球環境に及ぼす影響評価報告書 (1993)
- 18) 片岡静夫, 井川清光: プラスチックはエネルギー資源, プラスピア, No.72 (1990)
- 19) 本多淳裕, 山田優: 建設系廃棄物の処理と再利用, 省エネルギーセンター (1990)
- 20) 小原卓巳: 解体木くずリサイクルの環境的側面からの評価, 京都大学工学部衛生工学科卒業論文(1998)
- 21) (社)日本木材保存協会: 防腐処理木材のライフサイクルアセスメントー木橋を例としてー, 製品ライフサイクル評価部会 (2002)
- 22) A. Tukker: Life Cycle Assessment for Waste, Part II : A Comparison of Thermal Process for Hazardous Waste: Strategic EIA for the Dutch National Hazardous Waste Management Plan 1997-2007, International Journal of Life cycle assessment, Vol.4, No.6, pp.341-351 (1999)
- 23) P. R. White, M. Franke, P. Hindle: Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory, Blackie Academic & Professional (1995)
- 24) 北村寿宏, 片山裕之: CCA 処理木材の炭化時における銅, クロム, ヒ素の挙動, 木材学会誌, Vol.46, No.6, pp.587-595 (2000)
- 25) 包装廃棄物のリサイクルに関する定量的分析研究会: 包装廃棄物のリサイクルに関する定量的分析, (株)野村総合研究所編 (1995)
- 26) 中島史郎, 大熊幹章: 木材工業, Vol.46, No.3, pp.127-131 (1991)

Table 3.6.3-5 曝露量評估結果

◆導出した日の曝露量	シナリオ		①処理腐材 (PCP高)		②処理腐材 (PCP低)		③未処理腐材 (PCP部)		④ドイツレベル (PCP高/CCA濃)		⑤ドイツレベル (PCP高/CCA濃)		⑥ドイツレベル (PCP低/CCA濃)		⑦炭材		⑧新材		◆参照値: 導出した日の曝露量 一般的摂取量 (A1E1は推定最高摂取量)		
	曝露条件		ガス状		粒子状		粒子状		粒子状		粒子状		粒子状		粒子状		粒子状				
	曝露形態	単位	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2			
As	ng/day/person	35	23	1,540	1,026	1,810	1,207	4.5	3.0	18	12	111	74	18	12	111	74	4.5	3.0	70,000-170,000	
Cr	ng/day/person	54	36	3,514	2,432	4,132	2,755	6.4	4.3	27	18	254	169	10	6.6	40	27	254	169	10	6.6
Pg-TEQ	ng/day/person	405	270	1,439	960	1,692	1,128	4.2	2.8	17	11	104	69	4.2	2.8	17	11	104	69	4.2	2.8
PCP	ng/day/person	14	58	987	658	735	490	2.1	1.4	27	18	28	19	28	19	28	19	68	46	2.1	1.4
PCDD/DFs	ng-BaPTEQ/day/person	1.5	0.44	123	82	92	61	0.26	0.17	3.4	2.2	3.5	2.3	3.5	2.3	3.5	2.3	8.6	5.7	0.26	0.17
PAHs	ng/day/person	64	22,800	1,099	733	1,291	860	11	7.2	11	7.2	11	7.2	11	7.2	11	7.2	84	56	10,800	7,200
PAHs	単位/day/person	0.53	62	302	201	354	236	3.0	2.0	3.0	2.0	3.0	2.0	3.0	2.0	3.0	2.0	23	16	3.0	2.0
◆平均曝露量 (非発給)	曝露条件	ガス状	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	◆参照値: 平均曝露量 (非発給)
As	ng/day/bw	0.34	0.23	15	10	18	12	0.044	0.029	0.17	0.11	1.1	0.73	0.17	0.12	1.1	0.73	0.17	0.12	1.1	0.73
Cr	ng/day/bw	0.53	0.35	34	23	40	27	0.10	0.065	0.39	0.26	2.5	1.7	0.10	0.065	0.39	0.26	2.5	1.7	0.10	0.065
Pg-TEQ	ng/day/bw	4.0	2.6	14	9.4	17	11	0.041	0.028	0.16	0.11	1.0	0.68	0.041	0.028	0.16	0.11	1.0	0.68	0.041	0.028
PCP	ng/day/bw	0.14	0.56	9.7	6.4	7.2	4.8	0.020	0.014	0.26	0.18	0.27	0.18	0.27	0.18	0.27	0.18	0.67	0.45	0.020	0.014
PCDD/DFs	ng-BaPTEQ/day/bw	0.015	0.0043	1.2	0.80	0.90	0.60	0.0025	0.0017	0.033	0.022	0.034	0.023	0.034	0.023	0.034	0.023	0.084	0.056	0.0025	0.0017
PAHs	ng/day/bw	0.63	223	11	7.2	13	8.4	0.11	0.070	0.11	0.070	0.11	0.070	0.11	0.070	0.11	0.070	0.82	0.55	0.11	0.070
PAHs	単位/day/bw	0.0052	0.60	3.0	2.0	3.5	2.3	0.029	0.019	0.029	0.019	0.029	0.019	0.029	0.019	0.029	0.019	0.23	0.15	0.029	0.019
◆参照値: 平均曝露量 (発給)	曝露条件	ガス状	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	◆参照値: 平均曝露量 (発給)
As	ng/day/bw	0.098	0.065	4.3	2.9	5.1	3.4	0.018	0.0084	0.049	0.033	0.31	0.21	0.018	0.0084	0.049	0.033	0.31	0.21	0.018	0.0084
Cr	ng/day/bw	0.15	0.10	9.8	6.5	12	7.7	0.028	0.0185	0.11	0.074	0.71	0.47	0.028	0.018	0.71	0.47	0.68	0.45	0.028	0.018
Pg-TEQ	ng/day/bw	1.13	0.75	4.0	2.7	4.7	3.2	0.002	0.0009	0.046	0.031	0.29	0.19	0.012	0.0079	0.047	0.031	0.29	0.19	0.012	0.0079
PCP	ng/day/bw	0.040	0.16	2.8	1.8	2.1	1.4	0.0058	0.0039	0.075	0.050	0.078	0.052	0.078	0.052	0.078	0.052	0.19	0.18	0.0058	0.0039
PCDD/DFs	ng-BaPTEQ/day/bw	0.004	0.0012	0.34	0.23	0.26	0.17	0.00072	0.00048	0.0094	0.0063	0.0097	0.0065	0.0097	0.0065	0.0097	0.0065	0.024	0.016	0.00072	0.00048
PAHs	ng/day/bw	0.18	64	3.1	2.0	3.6	2.4	0.030	0.020	0.030	0.020	0.030	0.020	0.030	0.020	0.030	0.020	0.234	0.156	0.00072	0.00048
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.065	0.044	0.0083	0.0055
PAHs	単位/day/bw	0.0015	0.17	0.84	0.56	1.0	0.66	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.0083	0.0055	0.00					

3.7.おわりに

3.7.1.研究対象とした廃木材循環過程に対するリスク評価のまとめ

ここでは、廃木材の各循環過程について得られた知見をもとに、現時点でのそれらのリスクに対する評価をまとめる。

表 3.7 に、本研究で対象とした廃木材循環過程について、リスクの評価に資する知見を整理した。また、定量リスク（リスク解析結果と曝露基準値との比較）及びリスク制御可能性を基準としてリスク評価（判定）の方向性を検討し、最下欄に提示した。

Table 3.7 廃木材の各循環過程に関する調査・研究結果のポイント及びリスク評価の方向性

	再使用	家畜敷料製造	建築部材 (PB) 製造
対象としたプロセス	薬剤処理木材の再使用 (そのための切断作業／室内等での利用)	家屋解体材等の廃木材を原料とした家畜敷料の製造	廃木材を原料とした建築部材 (PB) の製造
フィールド調査結果から明らかになった化学物質の流入実態・挙動	<ul style="list-style-type: none"> ・クレオソート及びPCPで加圧処理されたと思われる市販廃枕木の存在 (高レベル PAHs, PCP 及び PCDD/DFs の含有) を確認 	<ul style="list-style-type: none"> ・PCB 製品による汚染の可能性 (高レベル PCBs 及び Co-PCBs の含有) を確認 ・燃焼残渣による汚染の可能性 (高レベル PCDFs の含有) を確認 ・殺虫剤汚染の可能性 (クロルデン類の含有) を確認 ・CCA 処理廃木材及び Pb 製品流入の可能性 (高レベル Cr, Cu, As 及び Pb の含有) を確認 	<ul style="list-style-type: none"> ・PCP 処理廃木材及びクレオソート処理廃木材流入の可能性 (殺菌レベル PCP 及び PCDD/DFs, 高分子量 PAHs の含有) を確認 ・製造プロセス及び製品における各物質の挙動・性状はさまざま人体影響が懸念されるレベルではないことを確認
リスク解析結果と曝露基準値との比較	<ul style="list-style-type: none"> ・切断作業における曝露：基準値以下 ・室内利用等における子供の曝露：基準値超過 (BaP, PCP, PCDD/DFs の発癌リスク $10^{-5} \sim 10^{-4}$) 	<ul style="list-style-type: none"> ・平均的な汚染レベルの廃木材敷料利用に伴う畜産物を通じたヒト曝露：基準値以下 ・高汚染レベル廃木材敷料等利用に伴う畜産物を通じたヒト曝露：基準値超過 	<ul style="list-style-type: none"> ・製造・使用過程における曝露：基準値以下 (原料として薬剤処理木材のみを扱う場合等は要注意) ・廃木材利用による環境リスク：新材より低減 (リスク制御にかかる負荷は無視)
リスクの制御可能性 [判断理由]	<ul style="list-style-type: none"> ・切断作業での曝露：低 [ガス状物質の曝露はマスクでも完全な防御は困難] ・室内利用等における子供の曝露：低 [微量の摂食を確実に避けるのは困難] 	<ul style="list-style-type: none"> ・敷料への化学物質混入：低 [現時点では、分別にかかわらず流入しており、混入を避けるのは困難] ・家畜への曝露：低 [敷料は家畜に直接接触する場面で使用され、摂食を避けるのは困難] 	<ul style="list-style-type: none"> ・製品への化学物質混入：低 [現時点では特に原料の品質管理を行っておらず、混入を避けるのは困難] ・労働者への曝露：高 [マスク着用等により対処可能] ・消費者への曝露：比較的高 [曝露の場面は限られるが、閉鎖空間での作業等に要注意]
リスク評価 (判定) の方向性	<ul style="list-style-type: none"> ・回避すべき ・廃木材の切断作業には、良好な換気、高吸着性マスクの着用、作業時間の短縮等が必要 ・一般消費者等が接触する可能性のある再使用品については、回避策・代替ルートの検討が必要 (ex.市販廃枕木に対する規制措置等) 	<ul style="list-style-type: none"> ・回避すべき ・敷料への化学物質混入防止には、廃木材の徹底分別技術、原料のスクリーニング／モニタリングによる品質管理システム等が考え得るが、完全な制御は困難 ・高レベル薬剤処理木材の畜産環境での利用を回避する方策が必要 (ex.畜産環境で用いる資材に対する規制措置等) 	<ul style="list-style-type: none"> ・社会負担の少ないリスク制御策を備えた上で、利用を促進すべき ・製品への化学物質混入防止には、原料のスクリーニング／モニタリングによる品質管理システム等が必要 ・労働者への曝露については、高吸着性マスクの着用等が必要 ・消費者への曝露については、上記の品質管理システムに加え、ラベリング等が必要

《廃木材の再使用》

廃木材の再使用については、切断作業及び室内利用における化学物質曝露が、ヒト健康リスクを考えるにあたって重要な曝露ポイントと考えられる。

切断作業については、リスク解析により得られた曝露量は基準値を上回らず、低リスクだと考えたが、曝露形態を見るとガス状物質による寄与が大きくなる可能性があり、このリスク制御可能性は低いと考えた。従って、より社会負担の少ないリスク制御策の検討が必要と判断した。具体的には、作業中に換気を確保したり、吸着性の高いマスクを着用したり、作業時間、すなわち曝露時間を短くしたりする等といったリスク制御策が考えられる。この作業は再使用目的のみならず、廃木材を取り扱うあらゆる場面で想定される作業であり、廃木材の廃棄行為が続く以上、作業そのものを回避することはできず、適切なリスク制御策の検討が必須だと考えられる。

室内利用（子供の摂食）については、リスク解析により得られた曝露量は基準値を超過し、高リスクだと考えた。また、微量に廃木材を摂取することにより基準値を超過することから、このリスク制御可能性は低いと考えた。従って、早急に回避策や代替ルートの検討が必要と判断した。特に、高レベルに木材保存剤成分を含む可能性のある廃木材（廃枕木、廃電柱、土台等）については、一般の消費者が接触し、摂取する可能性のある用途での使用は避けるべきであろう。そのためにはこのような廃木材の出所等について調査すると同時に、適切な規制措置等を検討し、さらに代替ルートとしてこれら廃木材の適切な循環・廃棄ルートについて研究を進める必要があると考えられる。

《廃木材からの家畜敷料製造》

廃木材からの家畜敷料製造については、家畜（畜産物）への化学物質曝露を通じたヒト健康リスクが重要な曝露ルートである。

定量リスクについては、平均的な汚染レベル（現在得られた情報の範囲内で設定）の廃木材敷料を想定した場合、その利用に伴う曝露を受けた畜産物を通じたヒト曝露量は基準値を上回らず、低リスクだと考えた。一方、高汚染レベル廃木材敷料を想定した場合、同様のヒト曝露量は基準値を超過し、高リスクだと考えた。

リスク制御のポイントとしては、廃木材敷料への化学物質の混入及び家畜の敷料摂食が考えられる。家畜の敷料摂食については、敷料は家畜に直接接触する寝床や餌場、通路等で利用されることから、制御するのは困難と考えられ、このリスク制御可能性は低いと考えた。また、高レベル廃木材敷料については、家畜が極微量に摂取することによりそれを摂取するヒト健康リスクに関する基準値を超過することから、特にこのリスク制御可能性は低いと考えた。

従って、もう一方のリスク制御ポイントである廃木材敷料への化学物質混入を制御できるか否かが、このルートのリスク制御可能性を左右すると考えられる。これについては、まず原料供給のできるだけ上流からの対策が肝要と考えられる。本研究の調査において、汚染源が不明な高レベルの汚染試料が見られたことから、まず廃木材発生現場からの徹底した原料分別により、汚染源を明らかにし、それを分離する技術を確認することが求められる。それを補完する形で、原料選択段階におけるスクリーニングやモニタリング技術の有効活用等が考えられる。しかし、現時点では、各種分別プロセスの導入に関わらず、有意なレベルで化学物質の流入が確認されており、廃木材敷料への化学物質の混入を確実に一定レベル以下に制御するのは困難であると判断した。

従って、廃木材からの家畜敷料製造については、早急に高レベル薬剤処理木材の畜産環境での利用を回避する方策が必要と判断した。廃木材等の畜産環境での使用に対して注意を促すと同時に、なんらかの規制措置等を検討する必要があると考えられた。

《廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造》

廃木材からの建築部材（PB）製造については、製造プロセスでの労働作業及び室内利用における化学物質曝露が、ヒト健康リスクを考えるにあたって重要な曝露ポイントと考えられる。

定量リスクについては、現状（混合廃材を分別せずに原料として利用）を想定した場合、リスク解析により得られた曝露量は基準値を上回らず、低リスクだと考えた。また、ライフサイクルインベントリ分析において資源・エネルギー消費量や地球温暖化ガスの排出量等を算出したところ、新材ではなく廃木材を原料として用いることにより、環境負荷が大きく軽減されると評価され、局所的なヒト健康リスクのみならず、広範な環境リスクの点でも低リスクと判断された。ただし、原料として薬剤処理木材のみを用いる場合や、原料（混合廃材）の化学物質濃度に

よっては、基準値を上回る可能性が考えられ、マスク等の着用により作業中のガス状・粒子状物質曝露を避けると同時に、なんらかの原料選択の必要性が示唆された。

リスク制御のポイントとしては、廃木材原料・製品への化学物質の混入及び労働者や消費者への曝露が考えられる。廃木材原料・製品への化学物質の混入については、現時点では特に原料の品質管理を行っておらず、混入を避けるのは困難であり、このリスク制御可能性は低いと考えた。労働者への曝露については、吸着性の優れたマスク等の着用により、基準値以下で保持することが可能だと考えられ、リスク制御可能性は高いと考えた。一方、消費者への曝露については、PBは主に建築部材として用いられることから、消費者が購入後、木屑が発生したりガス状物質が揮発したりするような使用状況は想定しにくく、曝露が生じる場面は多くないと考えられる。しかし、閉鎖空間での利用が主流であることから、もしも切断作業等が行われた場合には、木屑が発生し、ガス状物質とともに室内を浮遊する可能性が考えられ、そのような場合には、リスク制御可能性は低くなる。従って、消費者に対する製品の品質管理の視点からは、社会負担の少ないなんらかのリスク制御策を検討すべきと判断した。具体的には、原料選択段階において、スクリーニングやモニタリングの技術を有効に活用すること等による品質管理が考えられる。なお、このリスク制御策導入に当たっては、ライフサイクルインベントリ分析より、広範な環境リスクに対する許容範囲が算出されており、それ以上の環境負荷がかかる場合には新材利用の方が優位と考えられる。

以上のような観点から、製造プロセスにおける労働者のリスク管理及び製品の品質管理を含めた製造システムが構築されれば、PBへの廃木材利用は、循環型社会におけるリサイクリングループとして促進すべき選択肢の一つと考えられるだろう。

3.7.2.廃木材の循環・廃棄のインテグレーションに向けた今後の課題

3.7.2.1.フォローアップ

今回対象とした循環過程について、本研究ではリスク評価に資する知見が十分に得られず、さらなる調査・研究によるフォローアップが求められる点がある。

《廃木材の再使用》

廃木材の再使用については、以下のように、高レベルに木材保存剤成分等を含む可能性のある廃木材（高レベル薬剤処理廃木材）によるリスク制御に向けた研究が必要だと考えられる。

- ・ 高レベル薬剤処理廃木材の出所等の調査
- ・ 高レベル薬剤処理廃木材の適切な規制措置等の検討
- ・ 高レベル薬剤処理廃木材の適切な循環・廃棄ルートについての研究

《廃木材からの家畜敷料製造》

廃木材からの家畜敷料製造については、以下の通り、まず汚染・流入源の解明及びリスク制御策の検討が求められる。特に、家屋解体材を主な原料としていることから、化学物質混入に対して、家屋解体からの一貫した制御が可能か否かを検証する系が必要だろう。

- ・ 廃木材敷料への化学物質の汚染・流入源等の調査
- ・ 廃木材敷料への化学物質の混入に対するリスク制御策の検討
- ・ 廃木材敷料やその周辺素材へのバイオアッセイ手法の適用研究

《廃木材からの建築部材（パーティクルボード）製造》

廃木材からの建築部材製造については、以下の通り、製品の品質管理の視点からの取り組みが重要になると考えられる。

- ・ 廃木材原料の選択段階におけるスクリーニングやモニタリング技術の研究
- ・ リスク制御策導入によるヒト健康リスク及び環境リスクの変化の検証

3.7.2.1.今後の展開

今後、廃木材の循環・廃棄のインテグレーションに向けては、前述のようなフォローアップを統合する形で、また、それに加えて、以下のような共通課題及び研究展開が考えられる。その中でもまず、廃木材の汚染源及び汚染レベルについて一定の見解を持つことが重要な課題であり、これにより多くのリスクの判定に寄与すると考えられる。得られた知見を整理し、更に必要なデータを取得し、解析を行いたいと考えている。

- ・ 廃木材の汚染源及び汚染レベルの解析

- ・ 廃木材の分別によるリスク制御可能性の検証
- ・ 対象とする廃木材循環ルート of 拡大
- ・ 解析・モデル化手法の技術向上
- ・ バイオアッセイ手法の開発・技術向上
- ・ バイオアッセイによる総合・複合影響を含むリスクキャラクタライゼーションの検討
- ・ LCA による環境リスクの評価
- ・ 複数の廃木材循環ルート間のリスク比較

第四章 結論及び今後の課題

4.1.結論

本研究では、発生源や性状が多様多様であり、その使用後の運命（廃棄ルート、排出先、処理過程）も様々である循環資源を対象とした場合の、ヒト健康リスクと資源保全性、地球環境保全性全体を視野に入れた循環・廃棄のインテグレーションのための方法論の第一歩として、リスク研究の展開方法を検討した。また、その事例研究として、廃木材を対象とした場合の現時点でのアプローチ及び成果を示した。

第二章においては、まず、循環・廃棄のインテグレーションに関する知見を整理した上で、本研究におけるリスク研究の展開方法（フレームワーク）を概説した。具体的には、多様な発生源、性状及び循環過程を有する循環資源を対象とするために、研究展開の初期に、『対象とする資源の多様な特性の整理』というステップを設け、その次に、循環過程におけるシステムインテグレーションを念頭におき、大局的な視点で研究対象・範囲を選択するために、『研究対象の選択及び調査範囲の設定』というステップを設けた。そして、そのシステムインテグレーションの第一歩として、有害化学物質によるヒト健康リスクの評価を行い、回避すべきか否かの判定を行うこととした。

第三章においては、第二章で示した研究のフレームワークに従い、廃木材を対象とした場合のアプローチを事例研究として示した。今回研究対象としたのは3つの循環過程（廃木材の再使用、廃木材からの家畜敷料製造、廃木材からの建築部材製造）であり、それぞれについてフィールド調査を行った後、得られた知見をもとにリスク解析を行った。そして、リスク解析より算出した定量リスク及びリスク制御可能性を判断基準として、現時点でのリスク（回避すべきか否か）を判定した。

その結果、廃木材の再使用に関しては、特に薬剤処理廃木材の一般消費者による再使用は早急に回避策を検討すべきであると考えられた。また、廃木材を取り扱う際（切断作業等）には、曝露を避けるための防御策が肝要であることが示唆された。

廃木材の家畜敷料利用に関しては、現状では、畜産物を通じてすぐさまヒトへの健康影響が懸念されるとは考えられなかったが、汚染源の調査を含めて、確実に汚染を一定レベル以下に制御する方策を検討する必要があると考えられた。ただし、高レベル薬剤処理廃木材の畜産環境における再使用は早急に回避策を検討すべきであると考えられた。

廃木材からの建築部材製造に関しては、製造プロセスにおける労働者のリスク管理及び製品の品質管理を含めた製造システムが構築されれば、促進すべき選択肢の一つになると考えられた。

また、最後にこれらの結果を踏まえて、廃木材循環・廃棄のインテグレーションに向けた今後の課題や展開について述べた。その中でも特に、廃木材の汚染源・レベルについて一定の見解を持つことが重要な課題であり、これにより多くの場面でリスクの判定に寄与することができると考えられた。

4.2.今後の課題

今後の大きな課題の一つは、本研究で主に取り組んだ局所的なヒト健康リスクから、広範な環境リスクへと評価ステップを展開することであり、最終的にインテグレーションに結びつけ、図2-6に示すようなインテグレーション研究の展開を試行することである。

また、もう一つの大きな課題は、本研究で提示したフレームワークを、廃木材以外の循環資源に展開し、より一般性・汎用性のあるものへ改善していくことである。これについては、廃木材を含めた有機系資源の他、廃木材とは素材や特性が全く異なる製品、例えば家電製品等への適用を考えている。

その他、個別の解析・評価手法や実験手法を習得し、技術向上や試行・改善を図らねばならないことは言うまでもない。これについては、研究展開の場面に応じて必要なツールを見極めながらも、個人的には、より幅広い分野に挑戦していきたいと考えている。

インテグレートされた資源の循環・廃棄処理という考え方は、これまでの廃棄物処理の位置づけを超え、まさに持続可能な社会の構築に向けた中核的役割をなすようになるだろう。現在は、問題が複雑に絡みあっているように見え、循環型社会の方向性を明確に描き、それを社会の方向性として共有することは困難である。しかし、廃棄物、いわゆる「ごみ」を糸口として、循環・

廃棄のインテグレーションを目標にそれらの問題を紐解くことにより、物質循環のあり方、循環型社会のあり方、さらには持続可能な社会のあり方を考察できればと思う。その中で、わずかにでも社会に貢献できる方法が見出せればと願いながら、研究に取り組みたい。

謝辞

本論文は、私がこれまでにやってきた研究内容を取りまとめたものです。これらの研究を進めるにあたっては、実に多くの方々の指導や支援、激励を受けました。これらがなければ本論文は存在し得ないものであることを改めて記し、ここに深く謝意を表します。

特に、高月紘先生（京都大学環境保全センター教授）及び酒井伸一先生（前 京都大学環境保全センター助教授、現 国立環境研究所循環型社会形成推進・廃棄物研究センター長）からは、並々ならぬご指導を頂きました。今、博士論文として成果をまとめるに至りましたが、そもそも両先生に学びたいとの一心で進学したものであり、このような形で一つの証とできたことを生涯の糧としたいと思います。

高月紘先生には、私の可能性を最大限に評価し、多くの、時に無謀な挑戦、それゆえのご迷惑を全て受け止めて頂きました。また、研究者と漫画家の二足の草鞋を履きながら相乗的に活動されるスタイルは、私の人生観を自然なものへと解放して下さいました。

酒井伸一先生には、多くの得がたいチャンスと惜しみないご指導を頂きました。そして、自分の力を高める厳しさと喜びを教えて下さると同時に、今後時間をかけてクリアしていくべき多くの課題を示唆して頂きました。

内山巖雄先生及び森澤眞輔先生（京都大学大学院工学研究科教授）には、お忙しい中、本論文の審査をお引き受け頂き、貴重なご教示を頂きました。

渡辺信久先生（現 京都大学環境保全センター助教授）には、機会あるごとに、地に足のついたご指導や心のこもった率直なご意見を頂きました。

水谷聡先生（京都大学環境保全センター助手）には、右も左もわからない状態で研究室に入った4回生の頃より、基礎的知識から専門的・実質的な話題まで、歩調をあわせて暖かくご指導頂きました。

滝上英孝氏（国立環境研究所研究員）には、バイオアッセイのご指導と共同研究を通じて、実験や研究の楽しさ、そして極意を教えて頂きました。

平井康宏氏（国立環境研究所研究員）には、私が4回生の頃（氏が高月研究室に在籍中）から、研究や勉強を全面的にリードかつバックアップして頂きました。

本田由治氏（京都大学環境保全センター技術職員）には、業務の合間を縫って、実験のいろはを丁寧に、かつ熱意を持ってご指導頂きました。

真島敏行氏（京都大学環境保全センター技術職員）には、工務店並に充実した道具のラインナップで、どんな試料作成・調整にも対応して頂きました。

京都市は、研究パートナーとして重要な自治体であり、多くの調査フィールドを提供して頂きました。特に中村一夫氏及び小林純一郎氏は、的確な判断と迅速な対応で、力強くご協力・ご支援下さいました。

国立環境研究所は、主にバイオアッセイ研究のため、博士課程の相当期間を過ごさせて頂き、多くの方から個性溢れるご指導や激励を頂きました。特に貴田晶子女史及び野馬幸生氏（国立環境研究所研究員）からは、常に第一線で探求を続ける研究者の姿勢を様々な形でご教示頂きました。

北海道立林産試験場は、廃木材敷料研究の貴重な現地パートナーであり、現場に密着した地道で実質的な調査研究を進めながら、共同研究のために尽力して下さいました。特に東智則氏は、調査の設定から研究展開に至るまで、驚くべきフットワークでご対応頂きました。

高月研究室で机を並べた方々には、常に前方・後方から支援と刺激を受けました。特に本論文に収めた研究については、LCA等の指導において鈴木靖文氏、化学分析等の指導において早川健一氏、調査や解析方法等の指導において平井康宏氏、廃木材研究の前任学生である真名子一隆氏、廃枕木及び敷料研究の展開において松枝孝君、パーティクルボード研究の展開において鈴木龍介君からの協力を頂きました。

様々なフィールドで活躍する尊敬すべき方々との出会いは、幸運かつ必然と表現すべきものであり、頂いた多くのメッセージは、確実に今ある自分を形作る要素となっています。特に内藤正明先生（京都大学名誉教授）及び西本清一先生（京都大学教授）には、考え方や歩み方を見つめる機会やヒントを的確なタイミングで頂きました。また、京大ゴミ部発足以来の活動を共にした多くの仲間やサポートして下さい下さった方には、個人の持つ力や可能性とそれを合わせ繋ぐ喜び、そこにおける自分のあり方を考える機会を頂きました。

「本当にありがとうございました。」